



Source et dynamique du transfert des sédiments en suspension et des éléments biogènes (C, N, P) dans les bassins versants anthropisés

Julien Némery

► To cite this version:

Julien Némery. Source et dynamique du transfert des sédiments en suspension et des éléments biogènes (C, N, P) dans les bassins versants anthropisés. Environnement et Société. Univ. Grenoble Alpes, 2016. tel-01313704v2

HAL Id: tel-01313704

<https://hal.science/tel-01313704v2>

Submitted on 20 May 2016

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Université Grenoble Alpes
Comité d'habilitation « Terre, Univers et Environnement »

Sources et dynamique du transfert des sédiments en suspension et des éléments biogènes (C, N, P) dans les bassins versants anthropisés

Julien Némery

Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement

UMR 5564 Université Grenoble Alpes/IRD/CNRS

**Habilitation à Diriger des Recherches soutenue le 11 avril 2016 devant le jury
composé de :**

Chantal Gascuel : Directrice de recherche à l'INRA, UMR SAS Rennes (rapporteuse)

Kristof Van Oost : Professeur des Universités à l'Université catholique de Louvain (rapporteur)

Jean-Luc Probst : Directeur de recherche au CNRS, UMR Ecolab Toulouse (rapporteur)

Anne-Catherine Favre : Professeure des Universités à Grenoble INP, UMR LTHE (examinatrice)

Pierre Marmonier : Professeur des Universités à l'Université Lyon 1, UMR LEHNA (examinateur)

Jean-Pascal Torréton : Directeur de recherche à l'IRD, représentation IRD Vietnam (examinateur)

Table des matières

Remerciements	2
1 Introduction générale.....	3
2 CV détaillé.....	4
3 Activités de recherche.....	19
3.1 Dynamique des MES dans les bassins versants de montagne	22
3.1.1 Processus de transport des MES dans les bassins versants de montagne.....	23
3.1.1.1 Ce que nous apprennent les relations MES/Q	23
3.1.1.2 Apport du fingerprinting	29
3.1.2 Distribution et impacts des flux de MES	31
3.1.2.1 Variabilité des flux de MES dans les bassins versants de montagne	31
3.1.2.2 Prédiction des flux de MES.....	36
3.1.2.3 Bilan d'envasement dans un barrage réservoir au Mexique	39
3.1.2.4 Effet des chasses hydrauliques sur l'Isère.....	41
3.1.3 Où, quand et comment bien mesurer les MES dans les bassins versants ?.....	45
3.1.3.1 Les turbidimètres et leur calibration.....	45
3.1.3.2 Représentativité d'échantillonnage	47
3.1.3.3 Calcul de flux, incertitudes et fréquence d'échantillonnage.....	48
3.2 Dynamique C, N, P dans les bassins versants et eutrophisation.....	52
3.2.1 Comment améliorer l'estimation des flux particuliers associés aux MES ?	54
3.2.1.1 Ce que nous apprennent les relations entre débits, MES et C, N, P particuliers	54
3.2.1.2 Apport méthodologique de la turbidité aux calculs de flux associés.....	57
3.2.2 Bilan C, N, P et eutrophisation	58
3.2.2.1 Où en sommes-nous dans les pays industrialisés (bassin de la Seine) ?.....	58
3.2.2.2 Phosphore et eutrophisation dans le delta du Fleuve Rouge (Vietnam)	62
3.2.2.3 Vision croisée entre pays industrialisés et pays émergents.....	64
3.2.2.4 Bilan C, N, P et eutrophisation dans les réservoirs tropicaux (Mexique).....	66
3.2.2.5 Les effets du changement climatique sur l'eutrophisation.....	68
4 Perspectives de recherche	71
4.1 Apports du fingerprinting pour le traçage C, N, P particuliers	71
4.2 Rapport C:N:P:Si et eutrophisation côtière.....	75
Conclusion générale	81
Références.....	82
Annexes (sélection d'articles).....	96

Remerciements

Les travaux présentés dans ce document sont le fruit de nombreuses collaborations avec les étudiants, les membres de mon équipe de recherche au LTHE et les collègues français ou étrangers. Je tiens à remercier très sincèrement mes doctorants (Vincent, Solène, Phuong et Tuyet) et les nombreux stagiaires de Master 1 et 2 qui m'ont permis au travers de leurs travaux d'avancer sur mes questions scientifiques. Merci ! Sans vous les choses avanceraient beaucoup moins vite. Nous avons fait un bout de chemin ensemble et j'espère qu'il vous aura été profitable aussi. Merci à Philippe et à Nico pour avoir assuré avec moi les co-encadrements de thèse qui se sont déroulés dans la bonne humeur et de façon constructive. Merci à tous les collègues de l'équipe RIVER pour les projets fédérateurs, les sorties terrains très sympathiques en France ou aux quatre coins de la planète. C'est vraiment important de conserver cet esprit d'équipe et cette curiosité scientifique qui nous animent. Continuons comme ça avec vous et avec les nouveaux collègues de l'équipe HYDRIMZ.

Merci au LTHE où l'ambiance et l'environnement de travail sont particulièrement agréables. Ne changeons rien. Merci aussi aux pôles administratif et technique qui font le maximum pour rendre notre travail de chercheur au quotidien moins pénible. Vous êtes d'une grande efficacité ! Merci à mes collègues enseignants d'Ense³ de la filière HOE où l'entraide et la bonne humeur facilitent le déroulement des semaines parfois très chargées. Merci à la direction d'Ense3 (et G-INP) de soutenir mes activités de recherche en m'ayant permis une première délégation en 2009 et qui m'autorise aujourd'hui une seconde en 2016. Je trouve ces « pauses » essentielles dans la vie d'un enseignant-chercheur. Se consacrer à 100 % à ses activités de recherche pendant un an fait un bien fou et permet de capitaliser pour les années suivantes. Je le recommande vivement à tous les enseignant-chercheurs (ça devrait même être obligatoire !).

Merci à tous les collègues français de Bordeaux (EPOC), Paris (METIS ; LSCE), Tours (GÉHCO), Lyon (IRSTEA), Chambéry (EDYTEM et LCME), Grenoble (EDF-DTG, Metro) pour les fructueuses collaborations qui me permettent des déplacements réguliers et agréables en France. J'ai aussi retrouvé dans la ZABR cet esprit créatif et multidisciplinaire qui m'avait tant plu dans le PIREN-Seine. Merci aux animateurs de cette Zone Atelier. Je continue avec vous. Merci à l'IRD et à tous les partenaires du Sud au Mexique et surtout au Vietnam où de très belles aventures tropicales nous attendent.

Merci aux ami(e)s d'ici ou d'ailleurs d'être là en toutes circonstances et en particulier pendant les séances de repet' musicales endiablées !! Un grand merci à mes parents, à mes frères et à mes beaux-parents qui n'ont cessé de m'encourager pendant la longue phase de cogitation puis de rédaction de l'HDR. Enfin et surtout un énorme merci à ma petite familia du 24 rue Alexandre Dumas pour m'avoir laissé tranquille durant ce dur mois de janvier à rédiger. Emile, Louise vous avez été adorables et Lilou extrêmement compréhensive. Je vous ai tant « bassinés » avec cette HDR. La vie va reprendre son cours normal !!

Invitation au voyage le long du fleuve avec Thiéfaïne

En remontant le fleuve au-delà des rapides

Au-delà des falaises accrochées sur le vide

Où la faune et la flore jouent avec les langueurs

De la nuit qui s'étale ivre de sa moiteur

1 Introduction générale

L'ensemble des travaux de recherche présentés dans ce document d'HDR s'inscrit dans la problématique générale du transfert de matière en suspension (MES) et des éléments biogènes, Carbone (C), Azote (N) et Phosphore (P) dans les bassins versants anthropisés par l'urbanisation, l'agriculture ou encore les aménagements en rivière.

Ma grande passion des rivières et mes premiers pas de biologiste à l'université m'ont amené rapidement vers l'étude des écosystèmes aquatiques et en particulier à leurs dysfonctionnements. J'ai eu un intérêt précoce pour l'eutrophisation et ses causes. Ce qui m'a naturellement conduit au cours de mes premiers travaux de jeune chercheur vers l'étude des cycles biogéochimiques des nutriments, en particulier celui du phosphore. La spéciation des éléments biogènes étant étroitement liée à la dynamique des sédiments fins dans les milieux aquatiques, je me suis intéressé par la suite aux sources et transport des MES et à la saisonnalité hydrologique pour mieux comprendre le transport des éléments particuliers associés dans les bassins versants. Mes thématiques de recherche s'inscrivent donc aux interfaces des deux grands champs disciplinaires de l'hydrologie et de la biogéochimie.

Au travers de plusieurs études de cas menées depuis les zones sources en amont des bassins versants jusqu'aux zones estuariennes sous climat tempéré et tropical (bassin de la Seine, bassins dans les Alpes françaises, bassin de Cointzio au Mexique, bassins du Fleuve Rouge et de la rivière Saigon au Vietnam) ce document fait la synthèse (non exhaustive) de mes contributions à cette problématique générale autour de deux thèmes qui structurent aujourd'hui mon activité de recherche :

- i) Source, transfert, métrologie et bilan des matières en suspension (MES) et substances associées dans les bassins versants
- ii) Source, transfert et biogéochimie de l'Azote (N), du Phosphore (P) et du Carbone (C) dans les écosystèmes aquatiques et eutrophisation.

Ces thèmes de recherche sont développés en collaboration étroite avec les membres de mon équipe de recherche du LTHE mais aussi au travers de partenariats nationaux et internationaux.

Pour mieux cerner mon profil je propose de présenter dans une première partie mon parcours scientifique avec mon Curriculum Vitae détaillé (formation, participation à projets, collaboration, encadrement d'étudiants et publications). Dans une deuxième partie consacrée à mes activités de recherche j'introduirai au travers d'une brève revue bibliographique générale la notion de cascade sédimentaire et des éléments biogènes le long du continuum aquatique qui constituera le fil rouge pour la suite du document. Je commencerai mon bilan d'activité avec une partie sur la dynamique sédimentaire dans les bassins versants de montagne en mettant l'accent sur l'utilisation des bases de données hautes fréquences de MES obtenues par turbidité. Le deuxième volet de mon activité sera ensuite abordé en présentant les apports méthodologiques de l'utilisation des mesures par turbidité pour le suivi des nutriments et du carbone particuliers. Je présenterai ensuite une vision croisée de la dynamique des éléments C, N, P en lien avec les problématiques d'eutrophisation entre zone tempérée et zone tropicale. Une dernière partie fera état de mes perspectives de recherche pour les années qui viennent. Enfin une sélection d'articles utilisés pour la rédaction de ce document, et que je considère comme structurant mon activité de recherche, sera jointe en annexe.

2 CV détaillé

Synthèse du parcours scientifique depuis la thèse (2001-2015)

Biologiste de formation, j'ai réalisé ma thèse au laboratoire Sisyphe (Université Paris 6) durant la période 2000-2003. Le sujet portait sur le phosphore et l'eutrophisation dans un grand bassin versant (la Seine et son estuaire) aux frontières des champs thématiques biogéochimie, agronomie, hydrologie continentale et côtière. La réalisation de cette thèse au sein de deux grands programmes de recherche PIREN-Seine et SEINE-Aval offrait un cadre idéal au développement de mon intérêt scientifique pour les cycles biogéochimiques des nutriments en milieu aquatique dans un bassin versant fortement anthropisé.

Recruté en 2004 en tant qu'enseignant-chercheur à Grenoble INP, j'ai intégré l'équipe H2B du Laboratoire d'Etude des Transferts et Environnement (LTHE). J'ai consacré les premières années (2004-2005) au montage de cours à l'Enshmg (devenue Ense3) mais aussi à la valorisation de mon travail de thèse, récompensé par le prix de thèse de l'Astee en 2006. Dans le même temps j'ai développé mes thématiques de recherche au sein du laboratoire, notamment au cours de la réflexion prospective autour du contour scientifique de la nouvelle équipe RIVER, créée en 2005 (projet quadriennal 2005-2009). Durant la période 2005-2008 j'ai obtenu une convention de recherche pour le co-encadrement d'un premier étudiant en thèse (Vincent Mano thèse BDI-EDF soutenue fin 2008) et entamé une collaboration étroite avec EDF-DTG, partenaire industriel historique du LTHE. Cette première expérience d'encadrement m'a également permis de développer un thème de recherche propre à la dynamique sédimentaire dans les rivières de montagne (métrologie via la turbidité, calcul de flux, processus). Ce thème s'inscrit au cœur des questions scientifiques de l'équipe River, notamment du projet ANR Streams 2007-2010 dans lequel je serai très investi. Ma participation active à divers projets de recherche autour de la dynamique des éléments biogènes Carbone (C), Azote (N) et Phosphore (P) (ANR Day River, EC2CO Variflux) m'a permis de tisser un réseau de collaborations nationales (EPOC, GéAC, Sisyphe, IRSTEA Lyon) mais aussi internationales avec des déplacements réguliers au Nord Vietnam (Institut de Technologie de l'Environnement, Académie des sciences et de la Technologie du Vietnam Hanoï). Dans ce cadre j'ai pu assurer la formation de plusieurs étudiants de Master 1 et 2 et accueillir deux collaborateurs vietnamiens au LTHE.

A l'issue de la thèse de Vincent Mano fin 2008, j'ai demandé et obtenu pour 2009 une année de délégation à l'IRD (tutelle du LTHE) au Mexique. La demande de délégation était motivée par mon implication dans deux projets de recherche structurant les activités de recherche de l'équipe RIVER (le projet ANR Streams 2007-2010 déjà évoqué et le projet Européen DESIRE 2008-2012). Cette mobilité géographique m'a permis de poursuivre mes thèmes de recherche sur les flux sédimentaires (sources et fingerprinting, transfert) et flux biogéochimiques associés (C, N et P) dans les milieux aquatiques en collaboration avec les chercheurs de la UNAM et de l'UMSNH (Mexique) et les collègues français associés aux projets (LSCE et EDYTEM). Durant cette année mexicaine j'ai encadré plusieurs étudiants de M1 et M2, français et mexicains. J'ai également accompagné un post-doc (Oldrich Navratil) et un coopérant (Clément Duvert) qui sont devenus très rapidement des collaborateurs à part entière de l'équipe RIVER.

A mon retour en 2010, en parallèle des premières publications rédigées sur les résultats du projet Streams, j'ai co-encadré une thèse intitulée « Fonctionnement biogéochimique d'un barrage tropical : modélisation du système turbide de Cointzio (Mexique) » réalisée par une étudiante vietnamienne bénéficiant d'une bourse du gouvernement vietnamien (Phuong Kim Doan, 2011-2014). Cette thèse a permis, en utilisant la modélisation, de continuer la valorisation du grand nombre de données hydrologiques et biogéochimiques acquises sur le chantier mexicain et d'assurer un 2^e co-encadrement de thèse et plusieurs encadrements d'étudiants Master 1.

Suite à cette expérience à l'étranger, j'ai aussi souhaité continuer mes activités régionales en m'investissant dans l'animation du site atelier Arc-Isère que nous avons fait labelliser en 2008 avec IRSTEA Lyon auprès de la ZABR (Zone atelier Bassin Rhône www.graie.org/zabr). Co-responsable de ce site d'observation avec Benoit Camenen (Irstea Lyon), j'ai participé à plusieurs projets de soutien de ses activités : projet européen SHARE, projet SEI-MEPIERA, projet PEPS HAIPs. J'ai obtenu un financement CIFRE avec la communauté d'agglomération de Grenoble (Métro) pour aborder la problématique des transferts de pollution nutritive, organique et micropolluants depuis les réseaux d'assainissement urbains vers les milieux récepteurs (Solène Dutordoir 2010-2014 accompagnée par une convention financière Métro/Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse). Ce thème m'a permis de renforcer mes collaborations avec les acteurs régionaux et de poursuivre mes actions de recherche sur les flux associés au transport de sédiments en abordant la question des micropolluants (métaux et HAP). En parallèle de ce 3^e co-encadrement de la thèse de Solène Dutordoir, j'ai encadré également deux étudiants en Master 2 en lien avec ce travail.

Mon implication dans les récents projets ANR JCJC SCAF, ANR International TWIN River, EC2CO-DYNHAP pérennise mes activités de recherche, autant locales qu'internationales. De plus, je suis actif depuis 2012 dans le montage du CARE (Centre Asiatique de Recherche sur l'Eau à Ho Chi Minh Ville) du réseau RESCIF (www.rescif.net), soutenu par Grenoble-INP. Des financements locaux et régionaux (AO interne LTHE, AO AGIR-Université Grenoble Alpes et AO CMIRA TAKE CARE Région Rhône Alpes) m'ont permis de réaliser deux missions au Sud Vietnam en 2013 et 2014 en vue de l'évaluation du degré de contamination en nutriments de la rivière Saigon (encadrement d'un Master 1). Ce travail débouche aujourd'hui sur un nouveau co-encadrement d'une thèse intitulée « Risque d'eutrophisation dans la rivière Saigon : impacts des rejets de la métropole d'Ho Chi Minh Ville sur la zone côtière » (financement G-INP), débutée en novembre 2015 avec une étudiante vietnamienne (Nguyen Thi Ngoc Tuyet). Avec l'obtention récente d'un nouveau projet CMIRA Saigon River Région Rhône Alpes (2016-2018), cette action de recherche va me mobiliser pour les années qui viennent. Après la soutenance de mon HDR prévue au printemps 2016, je prévois une nouvelle délégation à partir de septembre 2016 (accordée par mon Université) pour m'investir pleinement dans les actions de recherches du chantier vietnamien en 2016-2017.

Par ailleurs, dans le cadre de l'action Rescif-CARE, j'ai participé à la réalisation du premier MOOC de Grenoble-INP (« des rivières et des hommes »). La saison 1 qui a eu lieu fin 2014 est un succès avec plus de 3000 inscrits au démarrage. Avec l'équipe pédagogique, je suis mobilisé activement pour le suivi de la saison 2 qui a débuté le 2 novembre 2015 et compte plus de 3600 inscrits.

Curriculum Vitae

Némery Julien (39 ans)
Pacsé, 2 enfants
Grade : Mcf
Etablissement : Grenoble-INP (Ense3)
Section CNU : 37

Position actuelle

Enseignant-chercheur à l'Ense3 (Grenoble-INP) depuis 2004
Membre de l'UMR 5564 LTHE (Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement)
Membre de l'équipe RIVER jusqu'en 2015 puis de l'équipe HYDRIMZ (HYdroDynamique, Réactivité et Impact de la Matière dans la Zone critique)

Expérience et formation

- **2016** Mobilité souhaitée au Vietnam (laboratoire CARE-HCPUT) en septembre 2016 (12 mois)
- **2009** Délégation IRD (Institut pour la Recherche et le Développement) au Mexique (12 mois)

- **2005-2014** Six missions au Vietnam (ANR Day-River et projet RESCIF-CARE)
- **2004-** Recrutement MCF Ense3(ex Enshmg)/G-INP
- **2004** ATER à Ense3/G-INP
- **2003** Thèse à l'UMR Sisyphe 7619 (Paris 6) : Origine et devenir du phosphore dans le continuum aquatique de la Seine des petits bassins amont à l'estuaire : rôle du phosphore échangeable sur l'eutrophisation (directrice de thèse Josette Garnier ; prix de thèse Astée 2006)
- **2000** DEA Sciences et Techniques de l'Environnement, Paris 12, ENPC et ENGREF (mention B)
- **1999** Maîtrise Biologie Populations et Ecosystèmes (Paris 6), écologie générale, Angleterre, Erasmus/Socrates, University of Manchester (School of Biological Sciences), (mention B)

Activités de recherche

Thème de recherche (résumé)

Deux thèmes structurent mon activité de recherche :

- Source, transfert et métrologie des matières en suspension (MES) et substances associées dans les bassins versants
- Source, transfert et biogéochimie de l'Azote (N), Phosphore (P) et Carbone (C) dans les écosystèmes aquatiques et eutrophisation

Ma recherche porte sur les sources, transferts et transformations des éléments nutritifs N, P, du carbone (C) et des sédiments en suspension dans les écosystèmes aquatiques tempérés et tropicaux (barrages, rivières et estuaires). Je teste les méthodes d'échantillonnage (fréquence, positionnement des prélèvements), de mesure in-situ (turbidimètre, spectrophotomètre) et les méthodes de calcul qui permettent d'estimer au mieux les flux de sédiments en suspension et des éléments associés (C, N, P mais aussi toutes substances hydrophobes). Je m'intéresse aussi à la saisonnalité du transport en rivière liée aux événements de crues naturelles ou de chasses hydrauliques (barrages hydroélectriques notamment dans le contexte alpin) ainsi qu'aux transformations biogéochimiques dans les barrages réservoirs et rivières tropicales (cas du barrage tropical de Cointzio au Mexique, de la rivière Day dans le delta du Fleuve Rouge et de la rivière Saigon au Vietnam). Dans le cadre de collaborations je m'intéresse également aux méthodes d'identification des sources (fingerprinting) des sédiments en suspension en vue de mieux tracer les nutriments particuliers associés dans les bassins versants. Enfin, j'ai un intérêt fort pour l'approche bilan (bassin versant ou barrage réservoir) qui permet de dresser les grands enjeux de gestion pour l'amélioration de la qualité des écosystèmes aquatiques.

Participation à des projets et conventions de recherche

- **ANR-Day River (Vietnam) 2005-2008** : Etude de la pollution nutritive et organique (ville de Hanoï et zone agricole périphérique) : identification des sources et modélisation à l'échelle du Delta du Fleuve Rouge (LTHE, EPOC, Sisyphe, GET, IRD-Hanoï, Institut de Technologie de l'Environnement, Académie des sciences et de la Technologie du Vietnam, Hanoï)
- **Convention de recherche EDF-DTG 2005-2008** : Processus conditionnant les apports de sédiments fins dans les retenus (LTHE)
- **EC2CO-Cytrix 2006-2007** : Variflux-Transports fluviaux dissous et particulaire à fine résolution temporelle : méthodes et incertitudes (GéaC, LTHE, EPOC, Sisyphe, IRSTEA, CEFREM)
- **ANR-Streams 2007-2010 (France Mexique)** : Sediment TRansport and Erosion Across MountainS (LTHE, LSCE, EDF-DTG, Hydrowide)
- **Projet Européen DESIRE 2008-2012**: Desertification Mitigation and Remediation of Land (29 partners : <http://www.desire-project.eu/>)
- **Projet Européen SHARE 2007-2012**: Sustainable Hydropower in Alpine Rivers Ecosystems (13 partners <http://www.share-alpinerivers.eu/>)
- **Convention de recherche Grenoble Alpes Métropole 2010-2013** : Impact des rejets urbains de l'agglomération de Grenoble sur la qualité des eaux de l'Isère et du Drac (LTHE)
- **ANR JCJC SCAF 2012-2015** : Système de Caractérisation des Agrégats et des Flocs (LTHE)
- **ANR Twin Rivers (Taïwan) 2012-2015** : Pour une gestion intégrée et durable des ressources en eau de bassins soumis à des pollutions industrielles et urbaines: étude comparative du Lot (France) et du Danshuei (Taiwan) (EPOC, IRSTEA, LTHE, Sisyphe, Asconit, National Taiwan University)

- **EC2CO-Biohefect 2011-2013** : Caractérisation des particules en suspension sur le continuum versant rivière : développement instrumental et application aux bassins montagneux (LTHE, IRSTEA)
- **Projet MEPIERA 2013-2017** : (SEI G-INP) Méthodologies innovantes pour l'ingénierie de l'eau et des risques associés (LTHE, LEGI, 3SR, Gipsa-Lab, LJK)
- **Projet HAIPs 2013-2014** : (AO PEPS Université Grenoble Alpes-CNRS) Dynamique des HAP en vallées alpines (LTHE, LCME)
- **Projet CMIRA Région Rhône Alpes 2014-2016** : TAKE CARE : montage d'un Centre Asiatique de Recherche sur l'Eau avec l'Institut Polytechnique de HoChiMinh (LTHE, LEGI, Isterre, HCMUT)
- **EC2CO-ECODYN 2015-2017** : Projet DYNHAP Dynamique des HAP dans les vallées alpines : des émissions atmosphériques aux transferts dans le bassin versant (LCME, LTHE, IRSTEA)
- **Projet CMIRA Région Rhône Alpes 2016-2018** : SAIGON RIVER : La Ville et le Fleuve; impacts environnementaux, inondations et contaminations dans une trajectoire historique (LTHE, Irstea, ENS-IAO, Hydratech)

Principales collaborations

Collaborations académiques internationales

- Vietnam (Institut de Technologie de l'Environnement, Académie des sciences et de la Technologie du Vietnam, Hanoi, HCMUT Ho Chi Minh city)
- Mexique (UNAM et UMSNH)
- Taïwan (National Taiwan University)
- Eawag (Aquatic Center à Lucerne/Kastanienbaum Suisse)

Collaborations académiques nationales

- UMR EPOC (université Bordeaux 1)
- UMR Métis (ex Sisyphe, université Paris 6)
- UMR GÉHCO (université de Tours)
- IRSTEA Lyon (Unité HH)
- UMR LSCE (CEA-CNRS Gif sur Yvette)
- LCME et EDYTEM (université de Chambéry)

Collaboration régionale industrielle et collectivités

- EDF-DTG Grenoble
- Grenoble Alpes Métropole

Encadrement de la recherche

Co-encadrements de thèse (3 + 1 en cours)

- **Mano Vincent (2005-2008)** Processus fondamentaux conditionnant les apports de sédiments fins dans les retenues : optimisation des méthodes d'estimation des flux et modélisation statistique (bourse BDI cofinancement CNRS-EDF) co-directeur P. Belleudy ; soutenue le 27 novembre 2008 (**6 publications**) (80 % encadrement)
- **Dutordoir Solène (2010-2014)** Bilan des flux de métaux, carbone et nutriments contenus dans une rivière alpine : part des rejets urbains de l'agglomération de Grenoble et apports amont (Isère et Drac) co-directeur P. Belleudy (bourse CIFRE Grenoble Alpes Métropole) ; soutenue le 6 juin 2014 (**2 publications**) (80 % encadrement)
- **Doan Kim Phuong (2011-2014)** Fonctionnement biogéochimique d'un barrage tropical : modélisation du système turbide de Cointzio (Mexique) co-directeur N. Gratiot (bourse Vietnamiennne) ; soutenue le 7 juillet 2014 (**3 publications**) (50 % encadrement)
- **Nguyen Thi Ngoc Tuyet (2015-2018)** Risque d'eutrophisation dans la rivière Saigon : impacts des rejets de la métropole d'Ho Chi Minh Ville sur la zone côtière co-directeur N. Gratiot (bourse G-INP) (50 % encadrement)

*NB : les publications des étudiants encadrés sont signalées par un * dans la liste de publications*

Co-encadrements de Post-doc et de Volontariats Internationaux en Entreprise (2)

- **Oldrich Navratil (2007-2010, post-doc)** Suivi hydro-sédimentaire du bassin versant de la Bléone (France, projet ANR Streams) (9 publications)
- **Duvert Clément (2008-2010, VIE)** Suivi hydro-sédimentaire du bassin versant de Cointzio, (Mexique, projet ANR Streams) (8 publications)

Encadrements de niveau Master 2 (6)

- **D'Aste Vincent, 2007 (M2 INP-Lorraine/Ens-Géologie)** Hydrology of the Day River (Vietnam): hydrological modelling of an hydrological system in delta zone, impact of lateral water inputs. Co-encadrement IRD-Hanoi, National Institut of Meteorology, Hydrology and Environment
- **Le Barbu Erwan, 2008 (M2 G-INP/Enshmg/ENTPE)** Mesure hydro-acoustique des flux de matières en suspension (MES) dans les cours d'eau. Co-encadrement IRSTEA Lyon
- **Mahé Florence, 2009 (M2 G-INP/Ense3)** Fonctionnement hydrodynamique du barrage de Cointzio (Michoacan, Mexique) et conséquences biogéochimiques. Co-encadrement N. Gratiot **prix de PFE Hydro21**
- **Douchin Amélie, 2010 (M2 UJF/TUE)** Traçage des sources de sédiments à partir de la spectrophotométrie. co-encadrement C. Legout
- **Minaudo Camille, 2011 (M2 G-INP/Ense3)** Suivi des pollutions particulières dans l'Isère en amont de Grenoble
- **Arnaud Jérémy, 2012 (M2 G-INP/Ense3)** Etude d'une sonde de mesure en continu pour le suivi de flux de MES, Carbone Organique Particulaire et Dissous sur l'Isère

Encadrements niveau Master 1 et Licence (11)

- **Thomas Virginie, 2005 (M1 UJF)** Etude des teneurs en Mercure dans les eaux de la Romanche de la nappe de champ sur Drac co-encadrement L. Charlet
- **Bottelin Pierre, 2007 (L2 UJF)** Etude exploratoire de la mesure des flux de matière organique grossière particulaire dans une rivière alpine : l'Isère
- **Maruejuls Thibault, 2007 (M1 UJF)** Estimation des flux de matières en suspension (MES) et des formes du carbone dans une rivière alpine : l'Isère
- **Champollion Nicolas, 2008 (M1 UJF)** Méthodes et incertitudes pour les suivis de flux de MES dans le bassin versant de la Bléone (Alpes du sud, France) Co encadrement O. Navratil
- **Moudjed Brahim, 2008 (M1 Université Lyon 1)** Hydrologie et transport de MES dans le bassin versant de la Bléone (Alpes du sud, France) Co encadrement O. Navratil
- **Muñoz Gaytán Arcadio Antonio, 2009 (M1 Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Mexico)** Dynamique zooplanctonique du réservoir de Cointzio, Mexique co-encadrement R. Alvarado
- **Natacha Salles, 2009 (M1 SupAgroMontpellier)** Dynamique phytoplanctonique du réservoir de Cointzio, Mexique co-encadrement R. Alvarado
- **Méjean Pauline, 2010 (M1 UJF)** Estimation des flux de pollution agricole et domestique dans le bassin versant de Cointzio (Mexique)
- **Mercier Alexandre, 2010 (M1 UJF)** Estimation du stock de C, N et P dans le réservoir de Cointzio (Mexique)
- **Yantren Yacine, 2015 (M1 UJF)** Niveau de pollution en carbone (C), azote (N) et phosphore (P) dans la rivière Saigon (Vietnam)
- **Hirigoyen Margot, 2016 (M1 UGA)** Traçage des matières en suspension et des nutriments particulières: application aux bassins versants du Gazel et de la Claduègne (Ardèche)

Accueils collaborateurs scientifiques internationaux (4)

- **Pham Anh Tuan, 2006 (collaborateur Institute of Chemistry, Vietnamese Academy of Science and Technology)** Méthode de suivi des matières en suspension en rivière
- **Nguyen Thi Huong Giang, 2007 (collaborateur Institute of Chemistry, Vietnamese Academy of Science and Technology)** Inter comparaison de méthodes de mesure du phosphore dans les sédiments de la rivière Day (delta du Fleuve Rouge, Vietnam)

- **Bromaski Julieta, 2008 (collaborateur invité PhD Sao Paulo, Brésil)** Détermination de zones sources de sédiments par analyse colorimétrique dans le bassin versant de la Bléone (France) co-encadrement C. Legout
- **Nguyen Tan Phong, 2015 (professeur invité G-INP/Ense3, HCMUT Vietnam)** Impact of suspended sediment on nitrogen transformation in Saigon River

Rayonnement et comité scientifique

- Premier Prix de thèse de l'ASTEE 2006 (Association Scientifique et technique pour l'Eau et l'Environnement ; www.astee.org) : Prix consacré aux travaux sur la « Protection des ressources en eau et des milieux aquatiques continentaux »
- Bénéficiaire de la PEDR depuis 2015
- Comité scientifique de la SHF pour le colloque « Hydrométrie et incertitudes » 15-16 mai 2013
 - définition des sessions et évaluation des propositions
 - suivi éditorial des publications dans la revue la Houille blanche
 - présidence de la session « la mesure en hydrométrie »
- Comité scientifique du colloque UNESCO " EcoHydrology2015 " Lyon 21-23 septembre 2015
 - Evaluation des propositions session « Environmental monitoring and measuring of water-related natural processes »
- Présidence de la session « dynamics and release of suspended sediment during hydraulic flushes » du colloque IS Rivers 2015 Lyon 22-26 June 2015

Evaluation de la recherche

- Evaluation scientifique de plus de 20 articles dans des revues internationales et nationales : Nature-Geoscience, Biogeochemistry, Chemosphere, Science of the Total Environment, Journal of Hydrology, Hydrological Processes, Applied geochemistry, Environmental Monitoring and Assessment, Journal of Environmental Monitoring, Compte Rendu de l'Académie des Sciences, la Houille Blanche, Revue des sciences de l'eau
- Rapporteur bourse CIFRE (ANRT), AO EC2CO, AO Réseau Bassin Versant, AO ZABR/Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse
- Jury et rapporteur pour recrutement Enseignant-chercheur CNU 35, 37, 60 (Université de Grenoble, Paris 6, INSA Lyon) et technicien (IRSTEA Lyon)
- Examinateur à 6 jurys de thèse
 - **Ali Hanouch (2012)** Analyse du transport solide en réseau d'assainissement unitaire par temps de pluie : exploitation de données (Université Paris Est/Ecole des Ponts ParisTech)
 - **David Gateuille (2013)** Rémanence et transfert des HAP dans le bassin amont de la Seine (Université Paris 6)
 - **Marina Launay (2014)** Flux de matières en suspension, de mercure et de PCB particuliers dans le Rhône, du Léman à la Méditerranée (Université Lyon 1/Irstea)
 - **Ali Fadel (2014)** Physico-chemical functioning and development of phytoplankton in Karaoun Reservoir (Lebanon). Application of a hydrodynamic-ecological model (Université Paris Est/Ecole des Ponts ParisTech)
 - **Najla Aissa Grouz (2015)** Eutrophisation et dynamique du phosphore et de l'azote en Seine : un nouveau contexte suite à l'amélioration du traitement des eaux usées (Université Paris 6)
 - **Camille Minaudo (2015)** Cause et conséquence de l'eutrophisation dans la rivière Loire (Université de Tours)

Participation à la vie scientifique

- Conseil de direction scientifique de la **ZABR** (Zone Atelier Bassin Rhône)
- Co-responsable depuis 2008 du site atelier Arc-Isère labellisé ZABR
- Membre élu depuis 2013 au CA du **GRAIE** (Groupe de Recherche Rhône Alpes sur les Infrastructures et l'Eau <http://www.graie.org>)
- Délégué/expert national français au sein du groupe de recherche européen Cost 832 « Quantifying the agriculture contribution to eutrophication » (2002-2003)

- Représentant collège B élu au conseil de laboratoire LTHE (2005-2008)
- Représentant collège B élu au conseil de l'école ENSE3 (2012-2016)
- Gestion des séminaires de l'équipe RIVER et Hydrimz du LTHE (2010-2015)

Activité d'enseignement

Cours dispensés :

- 192-230 heures/an (2004-2015) assurées dans le cursus ingénieur à l'ENSE3 mais aussi à l'UJF-OSUG, PIME/G-INP et à l'ENTPE.
- Depuis 2004 participation à la formation continue G-INP (hydraulique des écoulements en rivière)
 - Sensibilisation aux milieux naturels (L3)
 - Chimie des milieux naturels (L3)
 - Hydro-écologie (fonctionnement des milieux aquatiques d'eau douce, cycles biogéochimiques) (M1)
 - Génie urbain et qualité des milieux aquatiques (quantification et modélisation) (M2)
 - Hydrométrie (jaugeage au moulinet et par dilution) (M2)
 - Qualité des eaux (mesure terrain et labo des paramètres physico-chimiques et biologiques, IBGN) (M2)
 - Encadrement de 8 projets étudiant tutorés (atelier d'ingénierie) (M1)
- Depuis 2013 membre du staff pédagogique et scientifique du **MOOC RESCIF « des rivières et des hommes »** (saison 1 en 2014 et saison 2 en 2015) (Grenoble INP, IRD, ENS Lyon, Université Lyon, Université Catholique de Louvain, Ho Chi Minh University of Technology, Escuela Politecnica Nacional Peru)
 - participation au montage du MOOC
 - réalisation de deux séquences filmées et des QCM d'évaluation
 - suivis des forums
 - évaluation des projets de fin de MOOC

Responsabilités administratives liées à l'enseignement

- Responsable des PFE (2007-2008) de l'option Ressources en Eau et Aménagement (filière Hydraulique Ouvrage et Environnement de l'ex Enshmg)
- Participation à l'organisation du voyage d'étude de la filière HOE
- Responsable des relations internationales de la filière HOE d'Ense3 (2010-2014)
- Responsable des emplois du temps des TP de 3^e année de la filière HOE (2012-2014)
- Co-responsable de la plateforme Obs-Eau Enseignement/recherche (Ense3/LTHE) (depuis 2015)
- Responsable de deux UE à Ense3 (Sensibilisation aux milieux naturels et Etude intégrée des hydrosystèmes) (depuis 2015)

Vulgarisation auprès de la société civile

- La Forêt vagabonde "pour la sauvegarde des forêts alluviales". film réalisé par la FRAPNA (Fédération Rhône-Alpes de Protection de la Nature), Participation sous forme de séquences filmées. CD-Rom (2007)
- L'eau dans tous ses états. Conférence au collège Frantin Latour Grenoble (20 mai 2008).
- Calidad del Agua de la presa de Cointzio. Conference au Centra de bachillerato de tecnologico agropecuario de la Huerta (Morélia, Mexico) (23 octobre 2009)
- Animation du stand Eau de la FRAPNA aux journées de la Nature (23 mai 2010)
- Atelier découverte Eau école maternelle de la Savane (15 juin 2010)
- Les eaux urbaines et leurs impacts. Olympiades de chimie. Conférence à l'IUT chimie de Grenoble (11 janvier 2012)

Listes des publications (33 articles référencés WEB of Science)

Revues internationales à comité de lecture : 26 articles référencés WEB of Science, 1 soumis, 1 prep

2016

- 1- **Némery J**, Evrard P, Poulenard J, Gratiot N, Duvert C. Tracing and quantifying C, N, and P-bounded sediment losses: case study Cointzio catchment, Mexico. To be submitted to Journal of Soils and Sediments
- 2- Strady E, Dang VB, **Némery J**, Guédron S, Dinh QT, Denis H, Nguyen PD. Baseline investigation of nutrients and trace metals in surface waters and sediments along the Saigon River basin impacted by the megacity of Ho Chi Minh (Vietnam). Environmental Science and Pollution Research (submitted)
- 3- **Némery J**, Gratiot N, *Doan TPK, Duvert C, Alvarado-Villanueva R, Duwig C (2016) Carbon, Phosphorus, Nitrogen and sediment sources and retention in a small eutrophic tropical reservoir. Aquatic Sciences 78(1):171-189 doi: 10.1007/s00027-015-0416-5

2015

- 4- Garnier J, Lassaletta L, Billen G, Romero E, Grizzetti B, **Némery J**, Dorioz JM, Le TPQ, Pistocchi C, Aissa-Grouz N, Luu TNM, Vilmin L (2015) Phosphorus in the water-agro-food system at nested scales in two contrasted regions of the world (ASEAN-8 and EU-27). Global Biogeochemical Cycles 29(9):1348- 1368 doi: 10.1002/2015GB005147
- 5- *Doan TKP, **Némery J**, Schmid M, Gratiot N (2015) Eutrophication of turbid tropical reservoir: modelling the case of Cointzio Mexico. Ecological Informatics 29:192-205 doi: 10.1016/j.ecoinf.2015.01.006

2013

- 6- **Némery J**, *Mano V, Coynel A, Etcheber H, Moatar F, Meybeck M, Belleudy P & Poirel A (2013) Carbon and suspended sediment transport in an impounded alpine river (Isère, France). Hydrological Processes 27:2498-2508
- 7- Evrard O, Poulenard J, **Némery J**, Ayrault S, Gratiot N, Duvert C, Prat C, Lefèvre I, Bonté P & Esteves M (2013) Tracing sediment sources in a tropical highland catchment of central Mexico by using conventional and alternative fingerprinting methods. Hydrological Processes 27:911-922
- 8- Legout C, Poulenard J, **Némery J**, Navratil O, Grangeon T, Evrard O & Esteves M (2013) Quantifying suspended sediment sources during floods in headwater catchments by spectrophotometry. Journal of soils and sediments 13:1478-1492

2012

- 9- Duvert C, Nord G, Gratiot N, Navratil O, Nadal-Romero N, Mathys N, **Némery J**, Regüés D, Garcia-Ruiz JM, Gallart F & Esteves M (2012) Towards prediction of suspended sediment yield from peak discharge in small erodible mountainous catchments (0.45–22 km²) of France, Mexico and Spain. Journal of Hydrology 454: 42-55
- 10- Luu TNM, Garnier J, Billen G, Le Thi Phuong Q, **Némery J**, Orange D & Le LA (2012) N, P, Si budgets for the Red River Delta (Northern Vietnam): How the delta affects river nutrient deliveries to the sea? Biogeochemistry 107: 241-259
- 11- Navratil O, Evrard O, Esteves M, Ayrault S, Lefèvre I, Legout C, Reyss JL, Gratiot N, **Némery J**, Mathys N, Poirel A & Bonté P (2012) Core-derived historical records of suspended sediment origin in a mesoscale mountainous catchment: the Bléone River, French Alps. Journal of soils and sediments 12: 1463-1478
- 12- Navratil O, Evrard O, Esteves M, Legout C, Ayrault S, **Némery J**, Mate-Marin A, Ahmadi M, Lefevre I, Poirel A & Bonte P (2012) Temporal variability of suspended sediment sources in an alpine catchment combining river/rainfall monitoring and sediment fingerprinting. Earth Surface Processes and Landforms 37: 828-846
- 13- Poulenard J, Legout C, **Némery J**, *Bramorski J, Navratil O, *Douchin A, Fanget B, Perrette Y, Evrard O & Esteves M (2012) Tracing sediment sources during floods using Diffuse Reflectance Infrared Fourier Transform Spectrometry (DRIFTS): A case study in a highly erosive mountainous catchment (Southern French Alps). Journal of Hydrology 414-415: 452-462

2011

- 14- Evrard O, Navratil O, Ayrault S, Ahmadi M, **Némery J**, Legout C, Lefèvre I, Poirel A, Bonté P & Esteves M (2011) Combining suspended sediment monitoring, elemental geochemistry and radionuclides to trace the spatial origin of fine sediment in a mountainous river catchment. Earth Surfaces Processes and Landforms 36: 1072-1089

- 15- Duvert C, Gratiot N, Anguiano-Valencia R, **Némery J**, Mendoza ME, Carlon-Allende T, Prat C & Esteves M (2011) Baseflow control on sediment flux connectivity: insights from a nested catchment study in Central Mexico. *Catena* 87: 129-140
- 16- Duvert C, Gratiot N, **Némery J**, Burgos A & Navratil O (2011) Sub-daily variability of suspended sediment fluxes in small mountainous catchments – implications for community-based river monitoring. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 15: 703-713
- 17- Navratil O, Esteves M, Legout C, Gratiot N, **Némery J**, Willmore S & Grangeon T (2011) Scaling suspended-sediment monitoring uncertainties in a highly erodible mountainous catchment. *Journal of Hydrology* 398: 246-259

2010

- 18- Luu TNM, Orange D, Garnier J, Billen G, **Némery J**, Tran HT & Le LA (2010) Hydrological regime and water budget in the Red River Delta (Northern Vietnam). *Journal of Asian Earth Sciences* 37: 219-228
- 19- Duvert C, Gratiot N, Evrard O, Navratil O, **Némery J**, Prat C & Esteves M (2010) Drivers of erosion and suspended sediment transport in three headwater catchments of the Mexican Central Highlands. *Geomorphology* 123: 243-256
- 20- Evrard O, **Némery J**, Gratiot N, Duvert C, Ayrault S, Lefèvre I, Poulenard J, Prat C, Bonté P & Esteves M (2010) Sediment dynamics during the rainy season in tropical highland catchments of central Mexico using fallout radionuclides. *Geomorphology* 124: 42-54
- 21- Garnier J, Billen G, **Némery J** & Sebilo M (2010) Transformations of nutrients (N, P, Si) in the turbidity maximum zone of the Seine estuary and export to the sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 90: 129-141
- 22- Gratiot N, Duvert C, Collet L, Vinson D, **Némery J** & Saenz-Romero C (2010) Increase in surface runoff in the central mountains of Mexico: lessons from the past and predictive scenario for the next century. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 14: 291-300

2009

- 23- *Mano V, **Némery J**, Belleudy P & Poirel A (2009) Suspended Particle Matter dynamics in four alpine watersheds (France): influence of climatic regime and optimization of flux calculation. *Hydrological Processes* 23: 777-792

2007

- 24- **Némery J** & Garnier J (2007) Dynamics of particulate phosphorus in the Seine estuary (France). *Hydrobiologia* 588:271-290
- 25- **Némery J** & Garnier J (2007) Origin and fate of phosphorus in the Seine watershed (France) : The agricultural and hydrographic P budget. *JGR-Biogeosciences* 112 G03012, doi:10.1029/2006JG000331.
- 26- Billen G, Garnier J, **Némery J**, Sebilo M, Sferratore A, Barles S, Benoit M & Benoit P (2007) A long term perspective on nutrient transfers through the Seine river continuum. *The Science of the Total Environment* 375(1-3):80-97

2005

- 27- **Némery J**, Garnier J., Billen G & Morel, C (2005) Phosphorus budget in the Marne Watershed (France): urban vs diffuse sources, dissolved vs particulate forms. *Biogeochemistry* 72:35-66
- 28- Garnier J, **Némery J**, Billen, G & Théry S (2005) Nutrient dynamics and control of eutrophication in the Marne River: modelling the role of exchangeable phosphorus. *Journal of hydrology* 304:397-412

Revues nationales à comité de lecture (10 articles dont 6 références WEB of Science)

2015

- 1- Truong AT, Tran HD, Nguyen TP, **Némery J** (2015) Effect of suspended sediment and flow speed velocity on nitrogen dynamics of Saigon River. *Journal of Science and Technology* 53:3A

2013

- 2- *Arnaud J, *Dutordoir S, **Némery J** & Belleudy P (2013) Influence of flow measurement uncertainty related to the calculation of TSS and particulate organic carbon fluxes: application to an alpine river (Isère, France). Congrès SHF : «Hydrométrie 2013», Paris, 15-16 mai 2013 *La Houille Blanche* 4:37-42
- 3- Antoine G, Jodeau M, Camenen B, Esteves M, **Némery J**, Lauters F (2013) Estimation des flux sédimentaires et des incertitudes associées, lors des chasses de l'Arc de 2006 à 2011. Congrès SHF : «Hydrométrie 2013», Paris, 15-16 mai 2013 *La Houille Blanche* 4:43-49
- 4- Laroche N, *Dutordoir S, Meslier S, **Némery J**, Belleudy P, Bouchareychas V, Peyron N, Landas-Maneval J, Rivière C (2013) Rejet de temps de pluie et impact sur le milieu récepteur : cas de l'agglomération

grenobloise. Congrès NOVATECH 2013 26-28 juin 2013 Lyon Techniques Sciences et Méthodes 6 :79-88

2012

- 5- Lauters F, Laperrousaz E, Camenen B, **Némery J**, Le Coz J, Thollet F & De Linares M (2012) Vers une gestion sédimentaire durable de l'aménagement hydro-électrique Arc-Isère. Towards a sustainable management of sediment for the hydroelectric installation of Arc-Isère. Congrès SHF «Environnement et hydroélectricité» Lyon 6-7 octobre 2010. La Houille Blanche 1: 19-25

2010

- 6- **Némery J**, *Mano V, Navratil O, Gratiot N, Duvert C, Legout C, Belleudy P, Poirel A & Esteves M (2010) Feedback on the use of turbidity in mountainous rivers. Retour d'expérience sur l'utilisation de la turbidité en rivière de montagne. Congrès SHF/Astee, « turbidité en réseau d'assainissement » 9 mars 2010 Champs-sur-Marne France. Techniques Science Méthodes. 1/2: 61-67

2008

- 7- *Mano, V, **Némery, J**, Belleudy, P & Poirel, A, (2008) Un an de mesure des flux de Matières En Suspension (MES) et de Carbone sur une rivière alpine : l'Isère. Congrès SHF «Transports solides et gestion des sédiments en milieux naturels et urbains», Lyon, 28-29 novembre 2007. La Houille Blanche 5 :64-66

2007

- 8- **Némery, J** & Garnier, J (2007) Dynamique du phosphore dans le bassin de la Seine et son estuaire. Technique Science et Méthode 4:33-45
- 9- **Némery, J** & Garnier, J (2007) Dynamics of phosphorus in the Seine catchment: Balance sheet and Models. Journées AFES/CSEB « Le Phosphore dans l'environnement » 7-8 décembre 2006 Paris. Océanis 33 (1/2): 87-102
- 10- Moatar, F, Meybeck, M, Coynel, A, Ludwig, W, *Mano, V, **Némery, J**, Poirel, A, Etcheber, H & Ph Crouzet (2007) SPM fluxes estimates from discrete monitoring: comparison of calculation methods and uncertainties. Congrès SHF «Transports solides et gestion des sédiments en milieux naturels et urbains», Lyon, 28-29 novembre 2007 La Houille Blanche 4:64-71

Communications avec actes et chapitre de livre (12 articles dont 1 référencé WEB of Science)

2015

- 1- Truong AT, Tran HD, Nguyen TP, **Némery J** (2015) Monitoring of suspended sediment and nitrogen transformation in the Saigon River. 9th SEATUC Symposium 37-30 July, Suranaree University of Technology (Thailand), oral presentation, 4pp

2013

- 2- Orange D, Luu TNM, Le TPQ, Tran HT, **Némery J**, Le L, Billen G, Garnier J, Vachand G (2013) Water balance and nutrient delivery in a densely populated delta for a future sustainable environment Conference of HP1, IAHS-IAPSO-IASPEI Assembly Gothenburg, SWEDEN Jul 22-26 DELTAS: LANDFORMS, ECOSYSTEMS AND HUMAN ACTIVITIES Book Series: IAHS Publication 358:196-202

2012

- 3- *Doan TKF, Wendeling V, Bonnet MP, **Némery J** & Gratiot N (2012) Impact of high turbidity on the hydrodynamic and biogeochemical functioning of tropical reservoirs : the case study of Cointzio, Mexico. 4th International Conference on Estuaries and Coasts. 8-11 October 2012, Water Resources University, Hanoi (Vietnam), 11pp

2011

- 4- Duvert C, Gratiot N, **Némery J**, Burgos A & Navratil O (2011) Variabilidad sub-diaria del flujo de sedimentos suspendidos en pequeñas cuencas de montaña – Implicancias para el monitoreo comunitario de cuencas. 2e Congreso Nacional de Manejo de Cuencas Hidrográficas. Universidad Juarez Autonoma de Tabasco, Mexico, 6pp
- 5- Prat C, Medina-Orozco LE, Carlon T, Mendoza M, Etchevers J, Patron ER, Alcalá de Jesús M, Bravo-Espinosa M, Gratiot N, **Némery J** (2011) Estudio multiescala de la erosión de suelos en la cuenca de Cointzio, Michoacán. In : Guerrero Peña A (ed.), Galmiche Tejeda A (ed.), Carrillo Avila E (ed.), Vazquez Hernandez MCL (ed.), Santos Argüelles RG (ed.), Fortis Hernandez M (ed.), Salazar Sosa E (ed.) Libro de resúmenes en extenso. Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo : Haciendo Química en Campeche con los Suelos de México (México) 21-25 November 2011 pp696-701. ISBN 978-607-00-5107-4

2010

- 6- Gratiot, N, Navratil, O, Duvert, C, Anguiano Valencia, J.R, Lara Ledesma, B, **Némery, J**, Prat, C, Legout, C, Belleudy, P, Esteves, M (2010) Monitoring of Suspended Sediment erosion and transport across mountains: what could be considered as a realistic measuring network? 11th International Symposium on River Sedimentation. South Africa, Sept. 2010, 11pp

2008

- 7- Luu, T.N.M., Le, L.A., Orange, D., Garnier, J., **Némery, J** & Trinh, A.D. (2008) Hydrological Regime And Nutrients Fluxes in The Nhue - Day River System. ICH Conference, Sept 2008, Hanoï, (7p) Cd-rom.

2007

- 8- *Mano, V., **Némery, J.**, Belleudy, P. & Poirel, A. (2007) Dynamique du transport sédimentaire dans un bassin versant montagneux des Alpes françaises : la Romanche. L'eau en Montagne, Megève, France, 22-22 Septembre 2006. CDrom Actes de conférences 11p.
- 9- Moatar, F., Meybeck, M., Coynel, A., Ludwig, W., Mano, V., **Némery, J.**, Poirel, A., Etcheber, H. & Ph Crouzet. (2007) Evaluation des flux de MES à partir des suivis discrets : Méthodes de calcul et incertitudes. colloque SHF : "Transports solides et gestion des sédiments en milieux naturels et urbains", Lyon, 28-29 novembre 2007. CDrom Actes de conférences 8p.

2006

- 10- **Némery, J.** & Garnier, J. (2006) Agricultural and hydrographic P budget at the scale of the Seine watershed (France). Proceeding of the International Symposium (Paris Decembre 4-6, 2006) : Man and River Systems 2, Interactions among Rivers, their Watersheds, and the Sociosystem, n° Extended abstracts (Presses Ponts et Chaussées), p. 175-179.
- 11- *Mano, V, Moatar, F, Coynel, A, Etcheber, H, Ludwig, W, Meybeck, M, **Némery, J**, Poirel, A, Blanc, G & Schafer J. (2006) Space and time variability of suspended particulate matter (SPM) transport in 32 French rivers (100 to 100 000 km²; daily to yearly). International Symposium on Sediment dynamics and hydromorphology of fluvial systems, 3-7 July 2006, Dundee, Scotland, IAHS Publications, poster report booklet, p. 29-37

2003

- 12- **Némery, J.**, Garnier, J. & Billen, G., (2003) Apports diffus et ponctuels de phosphore dans un bassin versant dominé par des activités agricoles publication des actes du 5e CIO Paris 9-12 septembre 2002 Journal de Recherche Océanographique 28(1&2)177-184

Autres documents et rapports

1. **Némery J**, J. Garnier, G. Billen et C. Morel (2004) Bilan et modélisation du phosphore mobile dans le bassin de la Marne. Exploration par le modèle de scénarios de réduction du phosphore ponctuel et diffus. R.A. du programme **PIREN-Seine**, CD-rom.
2. **Némery J**, J. Garnier, G. Billen & C. Morel (2003) Bilan du phosphore dans le bassin de la Seine : détermination de la fraction mobile pour la croissance algale. R.A. du programme **PIREN-Seine**, CD-rom
3. Garnier J, G. Billen, **J. Némery** et al. (2002) Circulation des éléments nutritifs biogènes (N,P,Si) dans l'estuaire de la Seine. R.A. programme **Seine-aval, exercice 2001**, CD-rom.
4. Garnier J, G. Billen, **J. Némery** et al. (2002) Développement des peuplements végétaux dans le Bassin de la Seine : Dynamique des nutriments et eutrophisation. Contrôle par les organismes filtreurs. Rapport de synthèse 1998-2001, programme **PIREN-Seine, Phase 3**, CD-rom.
5. Garnier J, T. Berthe, **J. Némery** et al. (1998) Activités nitrifiantes et hétérotrophes dans le continuum réseau d'assainissement-station d'épuration-milieu naturel. R. A. programme **PIREN-Seine, exercice 1997**, 37p.

Communications sans actes (55 présentations, 4 conférences invitées)

2016

- 1- Nguyen TTN, **Némery J**, Gratiot N, Nguyen PT, Strady E (2016) Spatial and seasonal patterns of hydrological regime and water quality in Saigon River impacted by the megacity of Ho Chi Minh (Southern Vietnam). Novatech conference 28 June 1 July Lyon (France) poster

- 2- Nord G, Esteves M, Aubert C, Belleudy P, Coulaud C, Bois J, Geay T, Gratiot N, Legout C, Mercier B, **Némery J**, Michielin Y (2016) Développement d'une plateforme de suivi hydrosédimentaire. Meeting CRITEX-RBV 21-22 janvier 2016 Rennes (France). Oral

2015

- 3- **Conférence invitée Némery J**, Nicolas Gratiot (2015) Envasement et eutrophisation du barrage de Cointzio (Mexique). Journées techniques « les sédiments dans les cours d'eau avec barrages » Chaire EDF/Université Limoges Grandes retenues et qualité des eaux. 3 décembre 2015 Limoges (France), oral
- 4- Gratiot N, Ha PTS, Vachaud G, Nguyen PD, Vongvixay A, Nguyen T, Loc LX, Charlet L, Tuc DQ, Strady E, **Némery J**, Cortier B (2015) Quelle stratégie d'acquisition et de valorisation des données au sein du Centre Asiatique de Recherche sur l'Eau. Colloque international « Ethique de la recherche pour le développement : Environnement, sociétés et santé dans le bassin du Mékong » Université des Sciences de la Santé, 26-27 octobre 2015 Vientiane (Laos), oral.
- 5- Poirrel A, Cazilhac M, Etcheverry D, Le Coz J, **Némery J**, Paulhe R, Thollet F (2015) Transfert de lave torrentielle depuis les zones sources jusqu'aux exutoires des grands bassins versants. Exemple du système Arc-Isère-Rhône en juillet et août 2014. 15e Congrès Français de Sédimentologie 13-15 Octobre, Chambéry (France), oral.
- 6- Truong AT, Tran HD, Nguyen TP, **Némery J** (2015) Effect of suspended sediment and flow speed velocity on nitrogen dynamics of Saigon River. 8th CESE conference 28 sept-2 October, Sydney (Australia), oral
- 7- **Némery J**, Aubert C, Belleudy P, *Dutordoir S, Duvert C, Esteves M, Gratiot, N, Legout C, Marçais J, Navratil O, Nord G, Piot C, Strady E (2015) What we learned from turbidity based measurement for the monitoring of suspended sediment and pollutant bound sediment in rivers? EcoHydrology'2015 UNESCO Conference, 21-23 september, Lyon (France), oral
- 8- Marçais J, Piot C, Fanget P, **Némery J**, Thollet F, Naffrachoux E, Besombes JL (2015) Atmospheric PAHs transfers in an alpine river: The Arc River. ISPAC 2015 symposium, 13-17 september, Bordeaux (France) oral
- 9- Legout C, Gratiot N, Grangeon T, Wendling V, Esteves M, Nord G, **Némery J**, Belleudy P, Mercier B, Coulaud (2015) Hydrosedimentary research topics in Grenoble. COST ES1306 24-26 August Wageningen (Netherlands) poster
- 10- Strady E, **Némery J**, Dang VBH, Nguyen TP, Nguyen PD, Gratiot N, Legout C (2015) Impact of urban effluents from Ho Chi Minh City on the dynamics of trace metals and nutrients in the Saigon River (Vietnam) ISRivers 2015 22-26 Juin 2015 Lyon oral
- 11- Marçais J, Piot C, Fanget P, **Némery J**, Thollet F, Naffrachoux E, Besombes JL (2015) Transfer of PCB and PAH from the atmosphere to the Arc river (French Alps). ISRivers 2015 22-26 Juin 2015 Lyon (France) oral

2014

- 12- **Némery J**, Poulenard J, Evrard O, Gratiot N, Ayrault, S, Duvert C (2014) Prédiction et quantification des sources diffuses de nutriments particulières : application des méthodes de fingerprinting. 12^e JES 30 juin-4 juillet 2014 Chambéry présentation orale
- 13- Nord G, Duvert C, Gratiot N, Navratil O, Nadal-Romero, E, Mathys, N, **Némery J**, Regues D, Garcia-Riuz JM, Gallart F and Esteves M (2014) Etude comparative des relations entre débit de pointe (Qmax) et export de matière en suspension (SSY) dans 8 petits bassins versants de France, Mexique et Espagne. 12^e JES 30 juin-4 juillet 2014 Chambéry poster
- 14- Marçais J, Piot C, Fanget P, **Némery J**, Thollet F et Besombes JL (2014) Transferts des HAP de l'atmosphère aux milieux aquatiques de montagne : développement expérimental dans la rivière Arc. 2^e Réunion des Chercheurs Francophones en Géochimie Organique 3-4 Juillet 2014 Chambéry présentation orale
- 15- **Conférence invitée Némery J** (2014) La métrologie du suivi des MES et du carbone en rivière. Journées RBV 15-16 Mai 2014 Montpellier
- 16- **Conférence invitée Némery J** (2014) Site atelier Arc-Isère. Journée « Hydraulique et Environnement », pôle de compétitivité TENNERDIS 20 février 2014 Grenoble
- 17- Doan TKP, **Némery J**, Gratiot N and Schmid M (2014) Biogeochemical mass balances in a turbid tropical reservoir. Field data and modelling approach EGU General Assembly 2014, 27 April-2 May 2014 Vienne oral presentation

- 18- Strady E, Nguyen PD, **Némery J**, Gratiot N, Legout C, Dang VBH, Dinh QT (2014) Transfert des éléments traces métalliques dans la rivière Saigon. Entretiens Jacques Cartier 12-14 Novembre Ho Chi Minh City présentation orale

2013

- 19- Legout C, Poulenard J, **Némery J**, Navratil O, Grangeon T, Evrard O, and Esteves M (2013) Quantifying suspended sediment sources during flood events in headwater catchments using diffuse reflectance spectroscopy. EGU General Assembly 2013, 7-12 Avril 2013 Vienne oral presentation
- 20- **Némery J**, *Arnaud J, *Dutordoir S, & Belleudy P (2013) Influence de la mesure du débit sur l'incertitude liée au calcul de flux de matières en suspension et de carbone organique particulaire. Application sur un cours d'eau alpin (l'Isère à Grenoble, France). Congrès SHF : «Hydrométrie 2013», Paris, 15-16 mai 2013 présentation oral
- 21- Antoine G, Jodeau M, Camenen B, Esteves M, **Némery J** et F Lauters (2013) Estimation des flux sédimentaires, et des incertitudes associées, lors des chasses de l'Arc de 2006 à 2011. Congrès SHF : «Hydrométrie 2013», Paris, 15-16 mai 2013 présentation oral
- 22- Evrard O, Navratil O, Ayrault S, Esteves M, Legout C, **Némery J**, Lefèvre I, and Bonté P (2013) Quantifying the origin of different sediment types in a catchment of the Southern French Alps by combining hydro-sedimentary records and Fingerprinting. EGU General Assembly 2013, 7-12 Avril 2013 Vienne oral presentation
- 23- *Dutordoir S, **Némery J**, Guédron S, *Arnaud J, *Minaudo C, Belleudy P, Landas-Maneval J and Rivière C (2013) Particulate flux calculation based on metal contents and suspended sediment concentrations relationship: case study of turbid alpine river (Isere, France) EGU General Assembly 2013, 7-12 Avril 2013 Vienne. poster presentation
- 24- *Doan PTK, **Némery J**, Gratiot N, Schmid M (2013) Eutrophication of turbid tropical reservoirs: Biogeochemical modeling for the case of Cointzio, Mexico. ISEM meeting Ecological Modelling for Ecosystem Sustainability in the context of Global Change 28-31 Octobre 2013 Toulouse oral presentation.
- 25- Wendeling V, Gratiot N, **Némery J**, Doan PTK (2013) Basin-scale hydrodynamics of a wind-swept tropical turbid reservoirs : the Cointzio reservoir (Michoacán, Mexico) ISEM meeting Ecological Modelling for Ecosystem Sustainability in the context of Global Change 28-31 Octobre 2013 Toulouse poster presentation.

2012

- 26- Ayrault S, Bonté P, Duvert C, Esteves M, Evrard O, Gratiot N, Lefèvre I, **Némery J**, Poulenard J, Prat C & Saenz-Romero C (2012) Identifying soil erosion sources to better anticipate in and off site degradations in a tropical highland catchment of central Mexico. EGU Vienne (Austria) poster presentation
- 27- *Dutordoir S, **Némery J**, *Minaudo C, Belleudy P, Landas-Maneval J, Rivière C & Dumas D (2012) Utilisation de mesures hautes fréquences (MES, débit) pour le calcul des flux de métaux particuliers (As, Cu, Pb, Zn) dans deux rivières alpines: l'Isère et le Drac; Use of high frequency data (suspended sediment and discharge) for the calculation of particulate metals fluxes in two alpine rivers: the Isère and Drac. IS.Rivers. Lyon (France) 26-28 June 2012
- 28- Mathuriau C, Herreron S & **Némery J** (2012) Impacto de las actividades humanas sobre los ecosistemas acuáticos en la cuenca de la presa de Cointzio. Simposio de la cuenca del lago de Cuitzeo "Construyendo acuerdos desde el parteaguas al lago. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (Morelia) Noviembre 14 al 16, 2012

2011

- 29- Alvarado-Villanueva R, Ortega-Murillo MR, **Némery J**, Gratiot N, Hernandez-Morales R & Arredondo-Ojeda M (2011) Distribucion vertical del fitoplancton en la presa de Cointzio, Michoacan, Mexico, Durante la epoca de secas en el 2010. IX Congreso de Ficologia de Latinoamerica y el Caribe; VII Reunion Iberoamericana de Ficologia; IX Simposio Argentino de Ficologia. La Plata Argentina, 7-11 de noviembre 2011
- 30- *Dutordoir S, **Némery J**, *Minaudo C, Belleudy P, Roux L, Le Coz J, Coquery M, Launay M, Camenen B, Landas-Maneval J, Rivière C & Dumas D (2011) Utilisation des mesures hautes fréquences (MES, débit) pour le calcul des flux de métaux particuliers dans une rivière alpine, l'Isère. Colloque Inter Zones Atelier. 4-7 octobre Rennes

- 31- Evrard O, Ayrault S, Navratil O, **Némery J**, Legout C, Lefèvre I, Poirel A, Bonté P & Esteves M (2011) Combining river monitoring and sediment fingerprinting to quantify spatial and temporal dynamics of fine sediment in French Alps river catchments, oral presentation. ICCE. Zurich, Switzerland
- 32- Evrard O, Navratil O, **Némery J**, Legout C, Gratiot N, Duvert C, Lefèvre I, Ayrault S, Prat C, Poulenard J, Bonté P & Esteves M (2011) Combining river monitoring and sediment fingerprinting to quantify spatial and temporal dynamics of fine sediment in mountainous catchments of the French Alps and the Mexican Central Highlands, oral presentation. IUGG. Melbourne, Australie

2010

- 33- **Conférence invitée Némery J**, *Mano V, Navratil O, Gratiot N, Duvert C, Legout C, Belleudy P, Poirel A & Esteves M (2010) Retour d'expérience sur l'utilisation de la turbidité en rivière de montagne. Congrès SHF/Astee, « turbidité en réseau d'assainissement » 9 mars 2010 Champs-sur-Marne France.
- 34- Alvarado-Villanueva R, *Munoz-Gaytan A, Ortega-Murillo MR, **Némery J**, Gratiot N, *Salles N & Hernandez-Morales R (2010) Distribucion vertical del fitoplancton durante la epoca de lluvias en la presa de Cointzio, Michoacan. I Reunion de la Sociedad Mexicana de Ficologia y VI congreso mexicano de ficologia. Michoacan, Mexico
- 35- Alvarado-Villaunueva R, *Munoz-Gatan AA, Ortega-Murillo MR, **Némery J**, Gratiot N, *Salles N & Hernandez-Morales R (2010) Distribucion vertical del zooplancton, durante la epoca de secas en la presa de Cointzio, Michoacan. SOMPAC 25 (XVI Reunión Nacional y IX Internacional de la Sociedad Mexicana de Planctología A. C. –SOMPAC-), 27-30 April 2010 Lapaz Mexico, poster presentation.
- 36- Alvarado-Villaunueva R, *Munoz-Gatan AA, Ortega-Murillo MR, **Némery J**, Gratiot N, *Salles N & Hernandez-Morales R (2010) Distribucion vertical del zooplancton, durante la epoca de lluvias en la presa de Cointzio, Michoacan. V Congreso Nacional de Limnologia. 24-26 november Morelia, Michoacan
- 37- Alvarado-Villaunueva R, *Salles N, Ortega-Murillo MR, **Némery J**, Gratiot N & Hernandez-Morales R (2010) Distribucion vertical del fitoplancton, durante la epoca de secas en la presa de Cointzio, Michoacan. SOMPAC 25 (XVI Reunión Nacional y IX Internacional de la Sociedad Mexicana de Planctología A. C. –SOMPAC-), 27-30 April 2010 Lapaz Mexico, poster presentation.
- 38- Camenen B, **Némery J**, Le Coz J, Paquier A, Mano V, Belleudy P, Poirel A, Lauters F & Laperrousaz E (2010) Hydro-sedimentary monitoring of reservoir flushes in the Arc-Isère river system (French Alps). EGU General Assembly, Vienna Austria 2-7 May 2010, poster presentation.
- 39- Evrard O, **Némery J**, Gratiot N, Duvert C, Lefèvre I, Ayrault S, Esteves M & Bonté P (2010) Estimation of sediment residence times in subtropical highland catchments of central Mexico combining river gauging and fallout radionuclides. EGU annual meeting, 2-7 May, Vienna (Austria).
- 40- Evrard O, **Némery J**, Gratiot N, Duvert C, Ayrault S, Lefèvre I, Poulenard J, Prat C, Estèves M & Bonté P (2010) Sediment dynamics in tropical highland catchments of central Mexico using fallout radionuclides. Réunion des Sciences de la Terre 28 octobre 2010 (Bordeaux) oral presentation.
- 41- Mathuriau C, Herreron S & **Némery J** (2010) Diagnostico de la calidad de los ecosistemas acuaticos de la cuenca de Cointzio, Michoacan. V Congreso Nacional de Limnologia. 24-26 november Morelia, Michoacan

2009

- 42- Duvert C, Gratiot N, Navratil O, Esteves M, Prat C, **Némery J** & Nord G (2009) Temporal variations of water and sediment fluxes in the Cointzio river basin, central Mexico. EGU General Assembly, Vienna Austria 19-24 april 2009, poster presentation.
- 43- Duvert C, **Némery J**, Gratiot N, Prat C, Collet L & Esteves M (2009) Interpreting the suspended sediment dynamics in a mesoscale river basin of Central Mexico using a nested watershed approach. AGU Fall Meeting, San Fransisco USA, 14-18 December, poster presentation.
- 44- Evrard O, Navratil O, Gratiot N, **Némery J**, Duvert C, Ayrault S, Lefèvre I, Estèves M & Bonté P (2009) Spatial and temporal dynamics of sediment in contrasted mountainous watersheds (central Mexican volcanic range and French Southern Alps) combining river gauging, elementary geochemistry and fallout radionuclides. AGU Fall Meeting, San Fransisco USA, 14-18 December, poster presentation.
- 45- Navratil O, Esteves M, *Mano V, Willmore S, **Némery J**, Legout C, Poirel A, Gratiot N & Belleudy P (2009) Uncertainties and spatiotemporal variabilities dynamics of suspended sediment flux in the Bleone River Basin (Southern French Alps). EGU General Assembly, Vienna Austria 19-24 april 2009, poster presentation.
- 46- **Némery J**, Alvarado R, Gratiot N, Duvert C, *Mahé F, Duwig C, Bonnet MP, Prat C & Esteves M (2009) Biogeochemical characterization of the Cointzio reservoir (Morelia, Mexico) and identification of a

watershed-dependent cycling of nutrients. AGU Fall Meeting, San Francisco USA, 14-18 December, poster presentation.

- 47- Poulenard J, Legout C, **Némery J**, *Bramorski J, Navratil O, Estèves M, Fanget B & Perrette Y (2009) Tracing sources of sediments during flood events by Diffuse Reflectance Infrared Fourier-Transform (DRIFT). EGU General Assembly, Vienna Austria 19-24 april 2009, poster presentation.

2008

- 48- Navratil, O., Esteves, M., **Némery, J.**, Legout, C., Poirel, A., Gratiot, N & Belleudy, P. (2008) Multi-scale survey of Suspended Sediment Concentration in the Bléone river basin (Southern French Alps). EGU General Assembly, Vienna Austria 13-18 april 2008, poster presentation.

2004

- 49- **Némery J**, J. Garnier, G. Billen et C. Morel (2004) Bilan et modélisation du phosphore mobile dans le bassin de la Marne. Exploration par le modèle de scénarios de réduction du phosphore ponctuel et diffus, colloque PIREN-Seine, Phase 4, Paris, présentation orale.
- 50- **Némery J** and Garnier J. (2004) Dynamics of phosphorus in the Seine Estuary ECSA 38th Symposium, Rouen France, September 13-17th 2004 poster presentation

2003

- 51- **Némery J**, J. Garnier, G. Billen et C. Morel (2003) Phosphorus content of suspended sediment in the Marne Watershed: an indicator of particulate phosphorus losses from runoff? Cost 832 international conference (Quantifying the agriculture contribution to eutrophication), 31 July to 2 August, Cambridge, UK, oral presentation.
- 52- **Némery J**, J. Garnier et G. Billen (2003) Transfert et mobilité du phosphore particulaire dans de le bassin de la Seine : des bassins agricoles amont à l'estuaire, 7^{ième} CILEF (colloque International des Limnologues d'Expression Française), 27 juillet au 1 août, Montréal, Québec, présentation orale.

2002

- 53- **Némery J**, J. Garnier, G. Billen, M. Meybeck, C. Morel (2002) Origin and fate of Phosphorus in the Seine River watershed, 27th General Assembly of EGS, 21 to 26 april, Nice, poster.
- 54- **Némery J**, J. Garnier, G. Billen (2002) Dynamique et source du Phosphore dans l'estuaire de la Seine : rôle du bouchon vaseux, colloque Seine-Aval, Rouen, poster.
- 55- **Némery J**, J. Garnier, et G. Billen (2002) Bilan de la contamination en Phosphore dans le bassin de la Marne : apports domestiques et agricoles, colloque de synthèse PIREN-Seine, Phase 3, Paris, présentation orale.

3 Activités de recherche

La gestion des sédiments dans les bassins versants anthropisés est un enjeu sociétal fort qui a des implications à deux niveaux i) environnemental avec la dégradation physique et chimique des milieux aquatiques et ii) économique avec les risques d'inondation et les menaces sur les usages énergétiques et récréatifs (Förstner and Salomons 2008).

Les Matières en Suspension (MES), qui représentent la part majoritaire du transport solide en rivière, sont classiquement définies comme des particules avec un diamètre < 2 mm (sable, limon, argile). Les dépôts de MES contribuent à fixer et à exhausser les lits des rivières en permettant leur végétalisation, ce qui réduit la section d'écoulement et augmente le risque d'inondation (Owens et al, 2005). De plus, le colmatage du lit des rivières entraîne une altération des habitats pour la faune benthique (Descloux et al, 2013). Les MES affectent également la capacité de stockage des retenues hydroélectriques, d'eau potable ou d'irrigation en accélérant leur comblement (Maneux et al, 2001; Dang et al 2010). A l'échelle mondiale il est estimé que les barrages retiennent jusqu'à 30 % du flux terrestre de sédiments qui arrive aux océans (Vörösmarty et al, 2003; Syvitski et al, 2005). Pour conserver la capacité de stockage des ouvrages, les gestionnaires sont alors obligés d'effectuer des chasses d'entretien ou encore des dragages très coûteux. Ces actions affectent généralement l'écosystème « rivière » en aval, en particulier dans les cours d'eau des Alpes qui sont fortement aménagés pour la production hydroélectrique (Finger et al, 2006 ; Wüest 2010). Les gestionnaires sont actuellement dans une recherche d'anticipation des événements de fort transport sédimentaire pour limiter le stockage des sédiments et ainsi conserver une gestion et une exploitation durable des aménagements (Lauters et al. 2012). Cette situation est particulièrement critique dans les bassins versants de montagne où le transport sédimentaire peut être extrême en termes de flux et de concentration en MES (Mano et al. 2009).

Les MES sont également un vecteur privilégié du transport de contaminants particuliers comme les métaux, les PCB, les HAP ou encore les radionucléides (Horowitz 2008 ; Meybeck et al. 2007 ; Eyrolle et al. 2012 ; Roussiez et al. 2013 ; Mourier et al. 2014) et bien sûr des éléments nutritifs (azote et phosphore) et du carbone (Walling et al. 2001; Owens and Walling 2002; Coynel et al. 2005; Némery and Garnier 2007). On peut de ce fait noter une attention croissante de la part de la communauté scientifique sur cette question des flux associés aux MES en rivière. C'est un des enjeux majeurs de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau pour l'atteinte du bon état écologique des masses d'eau (DCE ; 2000/60/EC).

Les activités humaines sur le bassin versant ont profondément impacté le cheminement naturel des sédiments et des éléments associés. L'érosion accélérée des sols agricoles, la déforestation, l'intensification de la production agricole et le surpâturage sont autant d'impacts humains qui induisent une perte nette de sol cultivable et une baisse de la fertilité (Van Oost et al 2009 ; Restrepo et al, 2015). A l'échelle européenne, cette érosion génère des pertes de l'ordre de $2,46 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ en moyenne sur les sols agricoles ou forestiers soit environ 970 Mt de sédiments (Paganos et al. 2015). L'érosion des sols dans les bassins versants agricoles est connue pour être un processus clé de perte de nutriments particuliers (phosphore et azote) et de carbone organique (Quinton et al. 2010). A l'échelle globale, il est estimé que l'érosion des sols a entraîné une perte de 22 % du carbone organique des sols agricoles au cours des 50 dernières années (Doetterl et al. 2012). Ces pertes de carbone organique et de nutriments sont une préoccupation majeure pour les conditions environnementales des écosystèmes aquatiques en aval (rivières, lacs et réservoirs et zones côtières) (Friedl et Wüest 2002; Seitzinger et al 2010). En effet, dans ces écosystèmes, l'excès de nutriment augmente le risque d'eutrophisation et l'accumulation de carbone organique peut conduire à l'épuisement de l'oxygène dissous via la minéralisation hétérotrophe (Smith 2003 ; Kunz et al. 2011).

Si les sources ponctuelles de nutriments et de carbone organique (rejets et traitements des eaux usées domestiques) sont faciles à localiser et techniquement maîtrisables, les sources diffuses issues

de l'érosion sont plus difficiles à identifier et à contrôler en raison de leur dispersion dans le paysage et des interactions complexes (adsorption/désorption) avec la dynamique sédimentaire (Edwards and Withers 2008 ; de Vente et al. 2013). Par conséquent, il y a un besoin de mieux identifier les sources et mécanismes de transfert des sédiments et des éléments C, N, P associés pour contrôler l'eutrophisation dans les écosystèmes aquatiques en aval (Dupas et al. 2015).

Pour aborder cette question d'ensemble de la dynamique sédimentaire et des éléments C, N, P dans les bassins versants, nous pouvons commencer par conceptualiser la dynamique sédimentaire au travers de la notion de cascade sédimentaire (Figure 1). Comprendre la cascade sédimentaire dans l'environnement nécessite une étude intégrée des mécanismes de production des sédiments et les interactions avec les éléments du paysage (forme du relief, occupation du sol, connectivité) (Burt and Allison 2010). Cette approche concerne le transfert des sédiments et de l'eau depuis les zones de production dans les têtes de bassins, à travers les voies de transport et de stockage intermédiaire et jusqu'à la zone côtière, en passant par les éléments d'aménagement dans les rivières (barrages notamment). Le défi principal de la recherche est maintenant de mieux quantifier les bilans dans le temps et dans l'espace, dans un cadre de cascades sédimentaires intégrées. Le concept de cascade sédimentaire stricto sensu peut aussi se décliner pour les sources, transformation, rétention et exportation des éléments biogènes comme l'azote (Galloway et al. 2013; Billen et al. 2013), le phosphore et l'ouverture de son cycle (Elser and Bennett 2011) ou encore le carbone (Cole et al. 2007). Ces trois éléments subissent de nombreuses transformations physico-chimiques et biologiques (lire biogéochimiques) qui les font passer alternativement de la phase dissoute à la phase particulaire et de la forme inorganique à la forme organique, voire gazeuse, au cours de leur transfert dans le réseau hydrographique (Bouwman et al. 2013).

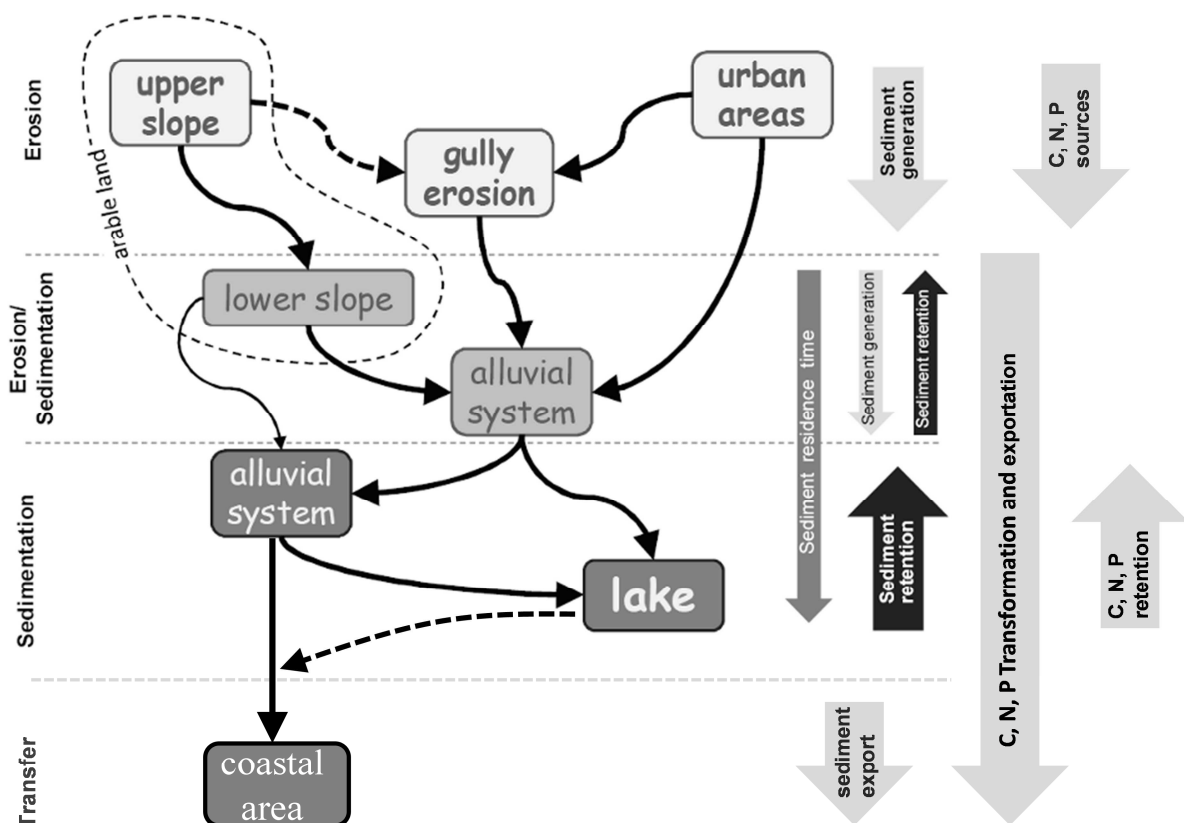


Figure 1 : Schéma de la cascade sédimentaire adapté et complété pour les éléments biogènes C, N, P (d'après l'illustration de <http://www.ufz.de/iwas-sachsen/index.php?en=19650>)

Le tableau 1 présente la carte d'identité des bassins versants sur lesquels j'ai eu la chance de travailler depuis 15 ans. Les échelles étudiées dans la large gamme de quelques km² à plusieurs milliers de km² et sous différents climats et différentes occupations du sol m'ont permis d'aborder mes questionnements scientifiques à tous les niveaux de la cascade sédimentaire (versant amont, système alluvial, réservoirs et zones côtières) et sous plusieurs angles (processus, métrologie, bilan, enjeux de gestion).

Plusieurs questions scientifiques émergent de la vision conceptuelle de la cascade sédimentaire et des éléments biogènes C, N, P et alimentent actuellement ma réflexion scientifique, et plus généralement celle de mon équipe de recherche RIVER (devenue Hydrimz) avec laquelle je collabore étroitement :

- 1) D'où proviennent les sédiments et les éléments biogènes et quels sont les facteurs environnementaux de leur mise en mobilité ?
- 2) Avec quels outils et méthodes peut-on décrire objectivement les processus complexes de transport de sédiments et des éléments biogènes dans les bassins versants ?
- 3) Quelles réponses peut-on apporter à la société pour une bonne gestion des sédiments et des éléments biogènes dans les bassins versants anthropisés ?

Tableau 1 : Principales caractéristiques des bassins versants étudiés

Bassins étudiés	Superficie (km ²)	Altitude (m)	Climat	Précipitations annuelles (mm)	Caractéristiques	Référence pour en savoir plus
Seine (Bassin parisien)	De 607 à 74 000	0-900	Océanique	~800	Agriculture intensive Forte urbanisation	Némery et Garnier 2007
Bléone et Asse (Alpes Sud France)	De 22 à 905	400-2900	Montagneux méditerranéen	~1000	Rivière en tresse Roches érodables	Mano et al. 2009
Isère (Alpes Nord France)	De 82 à 11 800	200-3800	Pluvio-nival	~800	Rivière aménagée Haute montagne Roches érodables	Némery et al. 2013
Cointzio (Mexico, Michoacán)	De 3 à 630	2000-3500	Sub-humide tropical	~900	Agricole, forestier Sols volcaniques dégradés	Némery et al. 2016
Day River Delta du Fleuve Rouge (Vietnam Nord)	8500	< 3	Sub-tropical humide	~1700	Riziculture Forte urbanisation	Luu et al. 2012
Saigon River (Vietnam Sud)	4700	0-30	Tropical à mousson	~1800	Forte urbanisation Zone de mangrove	Strady et al. submitted

3.1 Dynamique des MES dans les bassins versants de montagne

Depuis les années 1970, on observe un intérêt scientifique croissant pour la quantification et la compréhension du transport de MES dans les rivières (Walling and Webb 1996). L'étude du transport sédimentaire en suspension le long de la cascade sédimentaire implique la description de nombreux processus complexes qui dépendent de la taille du bassin versant, de son occupation du sol, des pentes et des conditions climatiques (Ludwig and Probst 1998 ; Meybeck et al. 2003). En outre, les petits bassins versants de montagne apparaissent comme des contributeurs majeurs au bilan sédimentaire des zones continentales jusqu'aux zones côtières (Milliman and Syviski 1992 ; Warrick et al. 2015).

De par la proximité des sources de sédiments avec le chenal actif de transport, les petits bassins versants de montagne ($< 100 \text{ km}^2$) sont très différents des bassins versants plus larges de plaine. Dans les petits bassins versants de montagne le degré de connexion des zones sources au chenal principal de la rivière rend le transport sédimentaire très complexe (Walling and Webb 1996 ; Tetzlaff et al. 2010). La compréhension des processus de dépôt, de reprise et de transport depuis le chenal actif vers les exutoires est encore mal maîtrisée (Fryirs et al. 2007). En effet, les sédiments peuvent être stockés temporairement dans le lit de la rivière suite à un événement très concentré en MES mais avec peu d'énergie de transport (faible débit). Ce stock peut alors être remobilisé à la crue suivante. Ce qui rend le transport sédimentaire très variable et très épisodique. C'est d'autant plus vrai dans les petits bassins versants méditerranéens ou dans les régions tropicales qui présentent une forte intermittence hydrologique (Gray et al. 2014). L'alternance marquée de la saison sèche et de la saison humide donne une importance particulière à la première crue de l'année hydrologique avec la remobilisation du stock de sédiments constitué l'année précédente (Duvert et al. 2012 ; Tuset et al. 2015).

Pour comprendre la dynamique sédimentaire dans les petits bassins versants de montagne, des efforts ont été faits pour le développement de modèle de transport avec une conceptualisation des processus physiques (Luckey et al. 2000 ; Anderton et al. 2012). Mais ces modèles nécessitent un grand nombre de données d'entrée et de validation (de Vente et al. 2011). Il est donc apparu nécessaire d'acquérir des séries temporelles et spatiales de MES à hautes fréquences pour une approche fondamentale de la variabilité des processus mais aussi pour calibrer et valider les modèles.

Ces bases de données haute fréquence sont encore rares dans le cadre opérationnel car elles sont difficiles à acquérir. La plupart des grands programmes de monitoring des bassins versants (par exemple en France dans les Agences de l'Eau ou aux Etats Unis à l'USGS) appliquent classiquement un suivi des MES mensuel ou au mieux hebdomadaire (Moatar et al. 2013 ; Cheviron et al. 2014). Cet échantillonnage basse fréquence peut introduire de larges erreurs sur l'estimation des flux de MES, notamment dans les bassins versants de montagne. En effet, dans ces bassins versants, quelques événements de crue peuvent transporter en quelques jours une très large proportion du flux annuel de MES (Meybeck and Moatar 2012). Ces bassins sont soumis à des événements précipitants de forte intensité qui peuvent être très localisés et courts dans le temps, rendant le transport de sédiments extrêmement épisodique. A ceci s'ajoute le processus de fusion nivale (cas des Alpes du Nord par exemple) qui s'exprime au printemps sous forme d'un cycle jour/nuit du transport de MES (Mano et al. 2009). Les concentrations en MES rencontrées dans les bassins versants de montagne atteignent des records (jusqu'à plusieurs centaines de grammes par litre sur les bassins de Draix dans les Alpes du Sud, Mathys et al. 2003). La taille du bassin versant est aussi un élément clé en termes de durée et d'intensité des événements (Meybeck et al. 2003). Plus le bassin est petit en surface, plus les événements sont courts et concentrés, donc difficiles à mesurer. D'où la nécessité de mettre en œuvre une instrumentation capable d'assurer une continuité de l'acquisition des concentrations en MES, indispensable à toute quantification exhaustive des flux de sédiments. C'est le choix qui a été

fait dans l'équipe RIVER depuis sa création avec l'installation du premier turbidimètre sur l'Isère en 2006 à la station de mesure Grenoble Isère campus (thèse de Vincent Mano).

D'après une récente revue exhaustive des techniques de mesure en continu des MES (Continuous Measurement Technologies, CMTs), la turbidité apparaît comme la technique la plus largement utilisée et la moins coûteuse (Rai and Kumar 2015). Aussi la littérature fait état d'un nombre croissant d'études basées sur la turbidité dans des environnements très variés (rivières, barrages réservoirs et lacs, assainissement, océan) (Mueller et al. 2013 ; Métadier and Bertrand-Krajewski 2012). Les turbidimètres sont utilisés depuis plusieurs dizaines d'années et ont donc fait leur preuve malgré un certain nombre de précautions à prendre pour leur calibration qui apparaît dépendant du site d'étude et du type de sédiments (Downing 2006).

Le principal intérêt des turbidimètres est l'acquisition d'une base de données haute fréquence de MES qui permet l'estimation précise des flux et l'analyse fine des processus de transport à l'échelle de l'évènement de crue. De nombreuses études ont utilisé les relations d'hystérésis entre la concentration en MES et le débit (relation MES/Q que nous développerons plus loin dans le document) pour analyser les processus de transport de sédiments et appréhender la distribution spatiale des sources de sédiments (Asselman et al. 1999 ; Lenzi and Marchi 2000). Sur ce dernier point, le couplage des suivis hydrosédimentaires aux exutoires des bassins versants avec des méthodes de traçage des sédiments (fingerprinting) apporte de nouveaux éléments de compréhension de la dynamique sédimentaire, en particulier, l'identification des sources et la quantification des proportions des sources multiples qui répondent également à des enjeux opérationnels de réduction des apports (Collins and Walling 2004 ; Walling 2005).

Sur la base des travaux auxquels j'ai participé, cette première partie fait donc état des principales avancées sur la compréhension de la dynamique sédimentaire et de l'impact du transport des MES dans les bassins versants de montagne. Nous allons aborder cette partie sous trois angles :

- 1) Analyse des processus à partir des relations d'hystérésis et des apports du fingerprinting
- 2) Distribution spatio-temporelle des flux de MES dans les bassins versants et impacts anthropiques
- 3) Retour d'expérience sur l'utilisation de la turbidité en rivière

3.1.1 Processus de transport des MES dans les bassins versants de montagne

3.1.1.1 Ce que nous apprennent les relations MES/Q

L'interprétation des crues solides est primordiale dans la compréhension de la dynamique sédimentaire dans les bassins versants de montagne. Elle est facilitée par l'étude de chronique haute fréquence obtenue par turbidité (Ziegler et al. 2014 ; Mather and Johnson 2014). A l'échelle de l'évènement de crue, l'analyse de la relation MES/Q en fonction du temps permet une interprétation des phénomènes de dépôt/reprise dans le lit de la rivière mais également une identification des zones source. Les maximums de débit et de concentration en MES sont en effet rarement synchrones au cours des crues. Classiquement les boucles d'hystérésis horaire et anti-horaire que l'on observe fréquemment aux exutoires de bassin versant peuvent amener aux interprétations suivantes (reprises dans le schéma de principe de la figure 2) :

- i) Hystérésis horaire : le pic de MES est observé avant le pic de débit. Ce type d'hystérésis est souvent expliqué par une production rapide de sédiments (Lenzi et al. 2003; Brasington et Richards 2000). Ce phénomène peut avoir deux explications : il peut tout d'abord être lié à la remise en suspension des sédiments déposés dans le lit de la rivière lors de la décrue d'un évènement précédent. Mais il peut également être expliqué par la proximité de la source de sédiments par rapport à l'exutoire.

- ii) Hystérésis anti-horaire : le pic de MES est observé après le pic de débit. Ce type de boucle est en général expliqué par une production de sédiments répartie sur le haut du bassin versant éloigné de l'exutoire (Lenzi and Marchi 2000; Smith and Dragovich 2009).

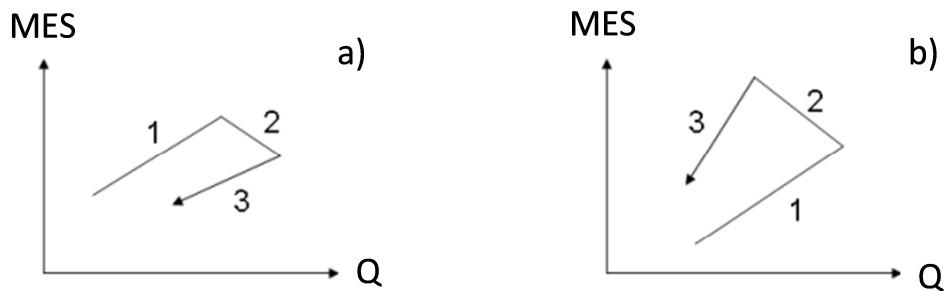


Figure 2 : Schéma conceptuel d'hystérésis a) horaire avec 1 : arrivée rapide de sédiments (érosion, re-mobilisation, source proche), 2 : dilution des concentrations par l'augmentation des débits, 3 : dépôt lié à la diminution des débits et b) anti-horaire avec 1 : pluie sur le bassin et début du ruissellement, 2 : arrivée et transport des sédiments liés aux forts débits, 3 : baisse des concentrations en MES et des débits lors de la décrue

Le travail de thèse de Vincent Mano (en partenariat avec EDF) a permis l'analyse d'une importante base de données EDF haute fréquence sur les débits (Q) et MES (horaire par turbidimétrie) dans plusieurs bassins versants des Alpes françaises du Nord et du Sud (Figure 3, Mano 2008).

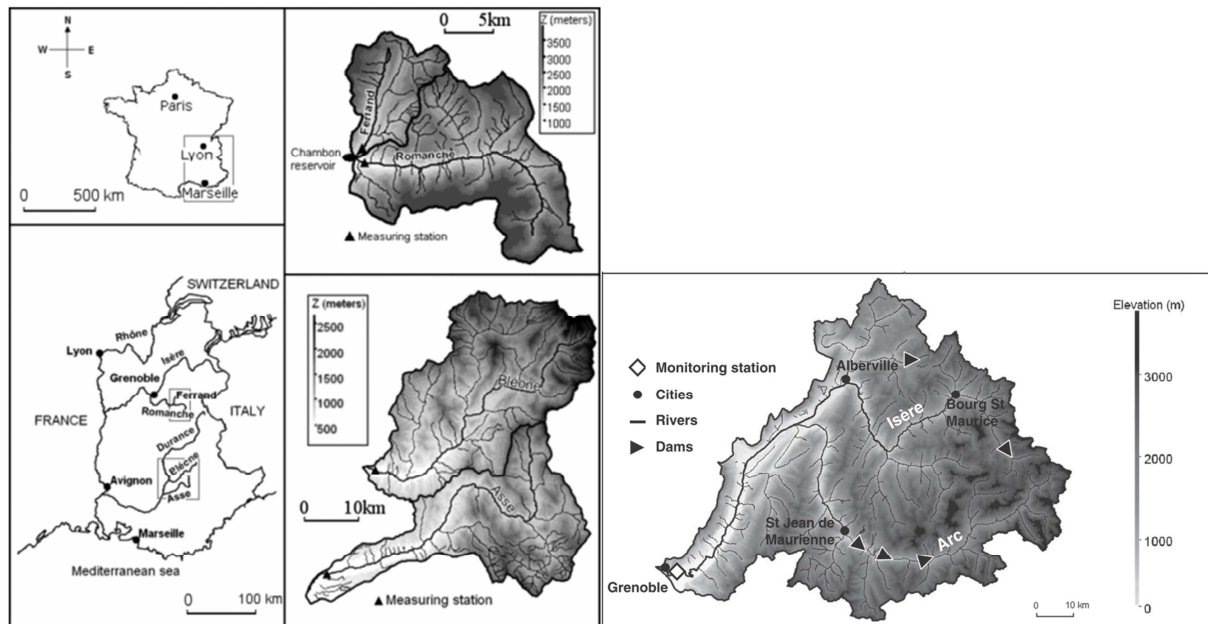


Figure 3 : Localisation de 5 bassins versants étudiés dans les Alpes du Nord (Ferrand et Romanche, Isère) et du Sud (Asse et Bléone) (d'après Mano et al. 2009)

Dans les petits bassins des Alpes du Nord sous climat pluvio-nival (Ferrand, 82 km² et Romanche, 230 km² situés en amont du Drac, principal affluent de l'Isère) les boucles d'hystérésis anti-horaires sont majoritairement observées pendant les crues (Figure 4a). Dans ces petits bassins versants d'altitude l'effet orographique joue un rôle important sur la distribution spatiale des précipitations estivales qui présentent les plus fortes intensités sur les hauts reliefs où se trouvent les zones dénudées à pente forte en amont des bassins versants (Rotunno and Ferretti 2003). Ces zones, éloignées des exutoires

produisent donc la majorité des sédiments avec un transfert très rapide vers l'exutoire. Par ailleurs ces bassins versants sont sujets au processus de fonte nivale au printemps qui génère un grand nombre de crues anti-horaires du fait de l'arrivée du pic de débit avant le pic de sédiments (voir Figure 13 sur les cycles journaliers). Aussi dans ces cas, l'interprétation des relations MES/Q est relativement claire et sans équivoque sur l'origine des sédiments et indique un transfert très rapide vers l'exutoire avec des phases de dépôt/reprise qui sont limitées (due à une très forte connectivité entre les zones sources et le chenal principal et une forte hydraulicité).

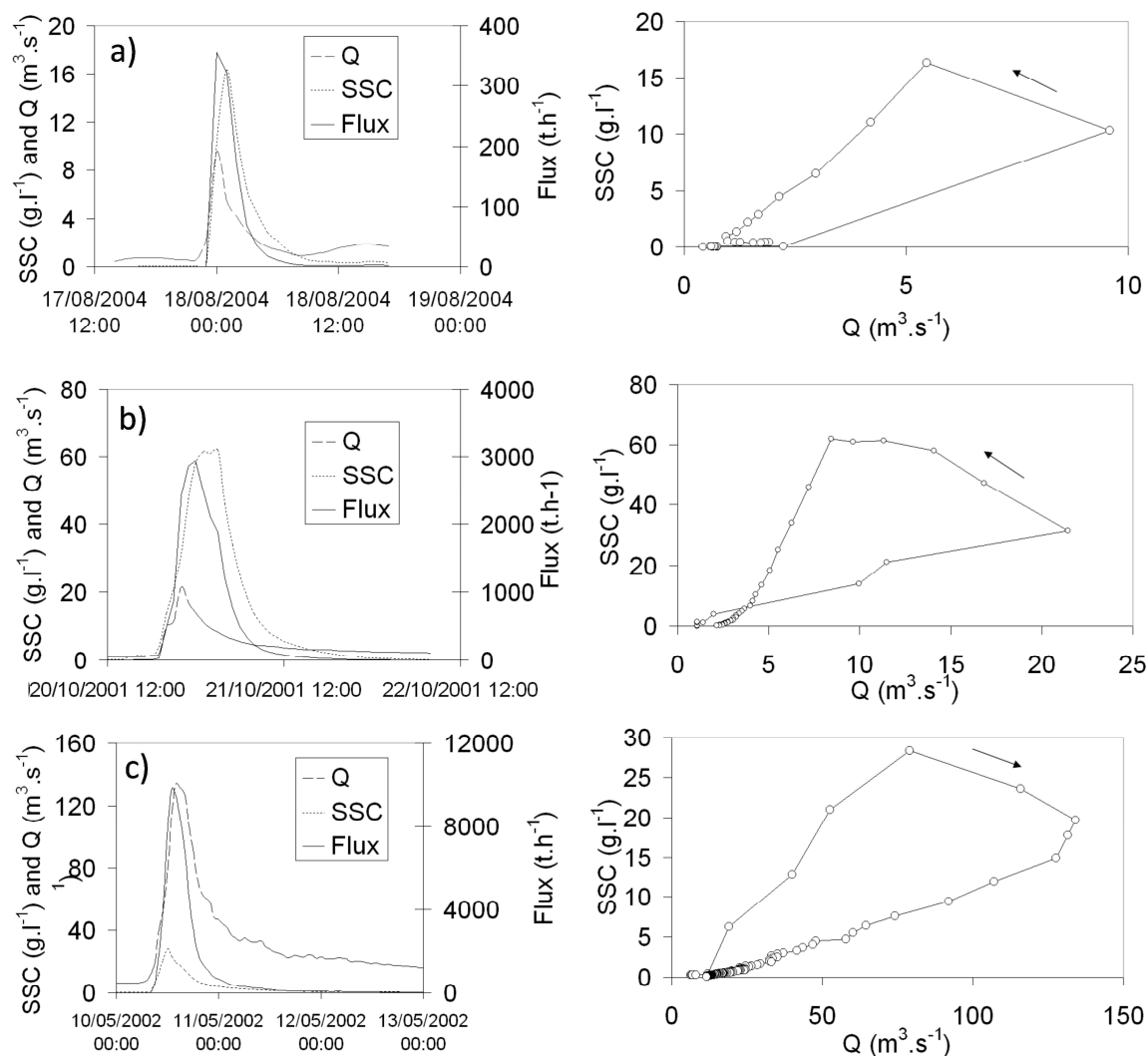


Figure 4 : Evolution des débits, concentrations en MES et des flux de MES sur une sélection de crues avec hystérésis : anti-horaire a) crue du 18/08/2004 sur le bassin du Ferrand b) crue du 21/10/2001 sur le bassin de l'Asse et horaire c) crue du 12/05/2002 de l'Asse (d'après Mano et al 2009)

Dans les bassins des Alpes du Sud sous climat méditerranéen (Asse, 657 km² et Bléone, 905 km²), une première analyse de ces relations MES/Q ne permet pas de systématiser un comportement d'hystérésis par rapport à un autre (illustration pour le bassin de l'Asse à la Figure 4b et c). Aussi l'interprétation des relations MES/Q reste limitée si on s'en tient aux seuls paramètres Q et MES à ces échelles de bassins versants. Au mieux, on peut faire l'hypothèse que les sources de sédiments sont réparties sur l'ensemble du bassin versant et sont activées au gré de la répartition géographique des précipitations ou que des phénomènes de dépôt/reprise peuvent se produire entre deux événements de crue rapprochés (Mano et al. 2009).

Pour aller plus loin sur l'identification des sources et la mise en évidence des phénomènes de dépôt/reprise une étude détaillée de la distribution des pluies et des flux en rivière a été menée pendant le projet ANR STREAMS (Figure 5a). Au cours de ce projet, plusieurs sous bassins versants de la Bléone (de 22 km² à 713 km²) ont été instrumentés pour un suivi hydrosédimentaire pluri-annuel haute fréquence par turbidimétrie (Navratil et al. 2012). Ce bassin, qui fait partie de l'observatoire DRAIX-Bléone, a été choisi pour son caractère relativement naturel (peu d'aménagement hydraulique dans la rivière) et surtout pour la présence de zone de badlands à marnes noires avec des taux d'érosion remarquables (Mathys et al. 2003).

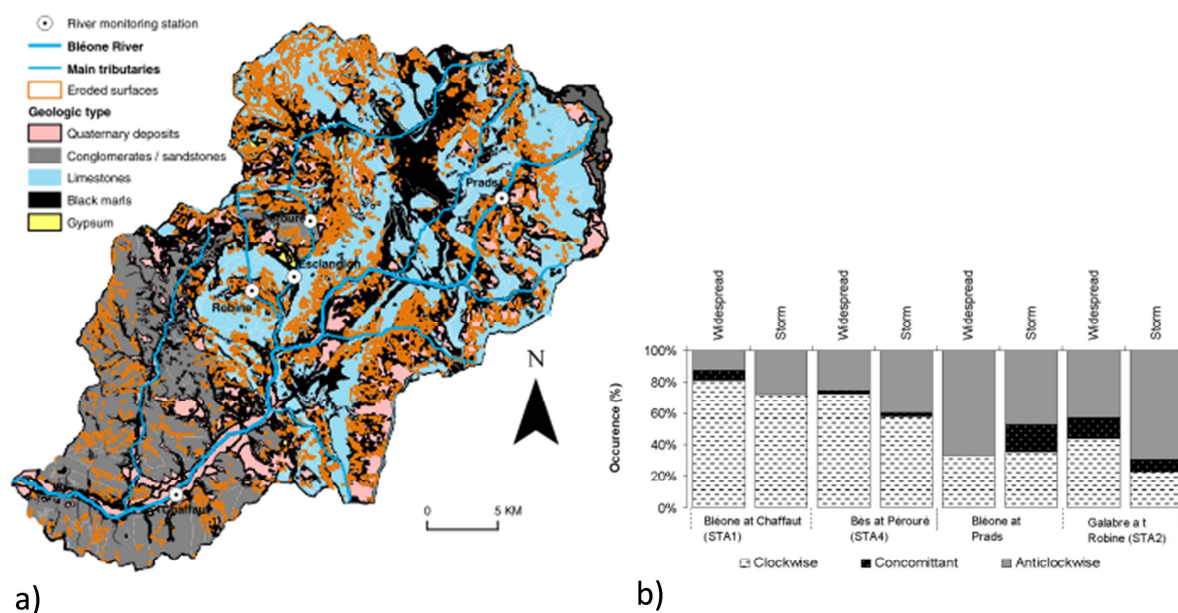


Figure 5 : a) Carte du bassin de la Bléone et localisation des stations de mesure hydrosédimentaire du projet STREAMS b) Occurrence des types d'hystérésis MES/Q sur les événements de crues des bassins et sous bassin de la Bléone classés selon deux types de régimes de précipitation (storm = orage localisé ; widespread = pluie également répartie sur le bassin ; d'après Navratil et al. 2012)

L'emboîtement d'échelle a permis d'identifier des comportements différents entre l'amont et l'aval du bassin. L'occurrence importante d'hystérésis horaire dans la partie aval du bassin versant met en évidence la reprise des sédiments dans le lit de la rivière (station de la Bléone au Chaffaut, 713 km² Figure 5b). Au contraire, dans la partie amont du bassin, les boucles anti-horaires sont majoritaires et indiquent un éloignement des sources de sédiments aux exutoires de ces petits bassins versants (Galabre, 22 km² et la Bléone à Prads, 65 km²). L'étude des précipitations à partir d'un réseau dense de 15 pluviomètres et de données Radar Météo France disponibles sur la zone a permis d'identifier deux types de régime de précipitation. Les orages localisés sont caractérisés par des intensités fortes > 20 mm/h mais avec une durée courte de quelques heures tandis que les événements de pluie généralisée sur le bassin présentent des intensités plus modérées (< 20 mm/h) mais sur une durée plus longue, de 24 heures ou plus. Au sein d'un même exutoire, le type de régime de précipitation influence les conditions hydrauliques d'écoulement en rivière et donc les conditions de transport de sédiments (Figure 5b). Les dépôts importants dans le lit de la rivière apparaissent comme une source majoritaire de sédiments dans les parties aval (Bléone au Chaffaut) et intermédiaire (Bès à Peroure, 165 km²). Ces dépôts se constituent consécutivement à un orage qui génère des fortes concentrations en MES via l'érosion mais un faible débit et donc une faible énergie de transport. Il a été estimé que ce stock de MES accumulé dans le lit pouvait représenter près de 80 % du flux annuel de MES transporté à la station du Bès (Navratil et al. 2010), et permet aisément d'expliquer la grande

occurrence des boucles horaires par remobilisation rapide des sédiments du lit dans cette partie du bassin. Ce résultat amène à s'interroger sur le concept de washload dans les bassins versants de montagne (question soulevée pendant l'HDR de Nicolas Gratiot 2010).

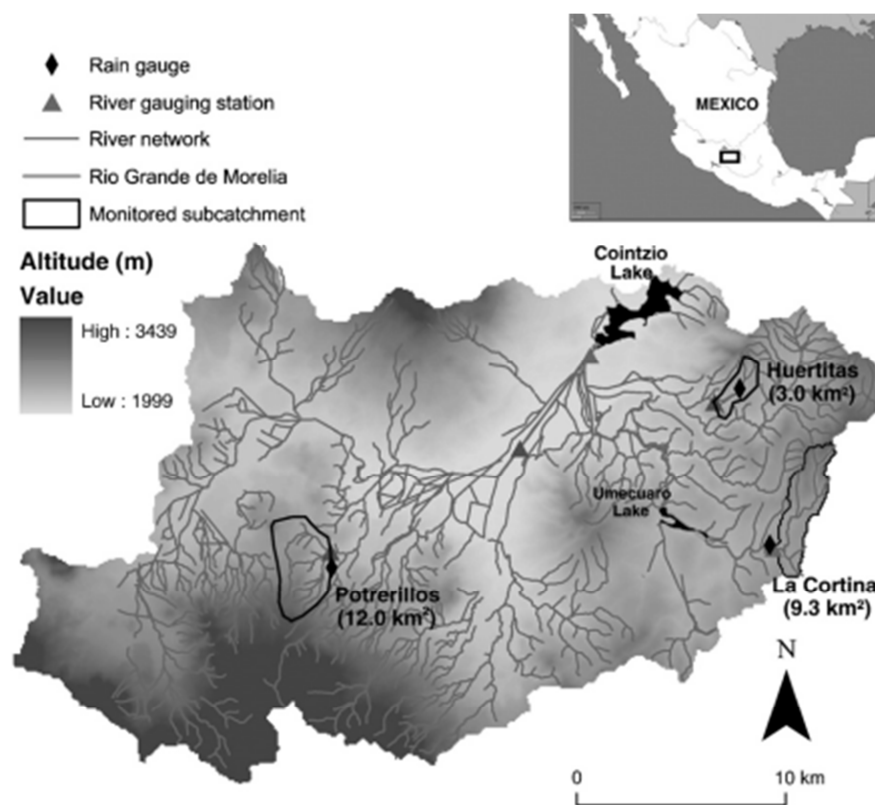


Figure 6 : Carte de localisation des sites étudiés sur le bassin versant de Cointzio (Mexique) (d'après Duvert et al. 2010)

Toujours dans le cadre du projet ANR STREAMS et aussi du projet européen DESIRE, le bassin versant de Cointzio (et son cours d'eau principal le Rio Grande) au Mexique ont été instrumentés selon la même approche que pour le bassin de la Bléone (Figure 6). Ce bassin versant des hauts plateaux mexicains (630 km²), développé sur sols volcaniques (Acrisols et Andosols), présente des figures d'érosion (ravines) très semblables à celles observées sur le bassin de la Bléone (Draix en particulier). En outre, l'activité agricole y est importante et la mitigation de l'érosion est une réelle préoccupation des populations locales (Bravo-Espinosa et al. 2009). C'est ce qui a motivé le choix de ce bassin versant pour le projet DESIRE, focalisé sur les effets de la désertification et les solutions de remediation (<http://www.desire-project.eu/>). De plus, ce bassin versant alimente le réservoir de Cointzio (66 Mm³) qui est stratégique pour l'alimentation en eau potable de la ville de Morélia située en aval (700 000 habitants) et pour l'irrigation (Némery et al. 2016). Nous verrons plus loin les enjeux liés à la sédimentation dans ce réservoir.

Nous venons de voir que la conceptualisation des boucles d'hystérésis classiques se déclinait bien sur les bassins étudiés dans les Alpes étudiés. Mais ces boucles classiques d'hystérésis ne s'appliquent pas dans tous les cas de figure (Gao and Josefson 2012). En effet, certains événements hydrologiques mesurés et analysés sur le bassin mexicain de Cointzio ne sont pas catégorisables par cette classification binaire des relations MES/Q (Duvert et al. 2010). Comme l'illustre la figure 7, lors d'une crue double pic mesurée sur le petit bassin versant de Huertitas au Mexique (3 km²), la première relation MES/Q est synchrone et caractéristique d'une crue éclair, apportant très rapidement les MES à forte concentration depuis les zones sources très proches jusqu'à l'exutoire. La deuxième relation MES/Q est une combinaison d'une hystérésis horaire et anti horaire qui illustre la resuspension en

début d'évènement des sédiments déposés lors de l'évènement précédent puis de l'arrivée de sédiments de source proche. La particularité de ces deux évènements est que la concentration en MES est maintenue élevée même pendant la phase de diminution du débit, ce qui semble indiquer qu'il n'y a pas de limitation d'approvisionnement en MES. Effectivement, la figure 7d montre une ravine très dégradée qui alimente le chenal principal en sédiments. L'analyse de cet évènement montre la très forte connectivité qu'il y a sur ce bassin versant entre le versant et le chenal de la rivière. Ce qui nous a amené dans cette étude à revisiter et adapter les catégories d'hystérésis pour les singularités du bassin de Cointzio (voir Duvert et al. 2010).

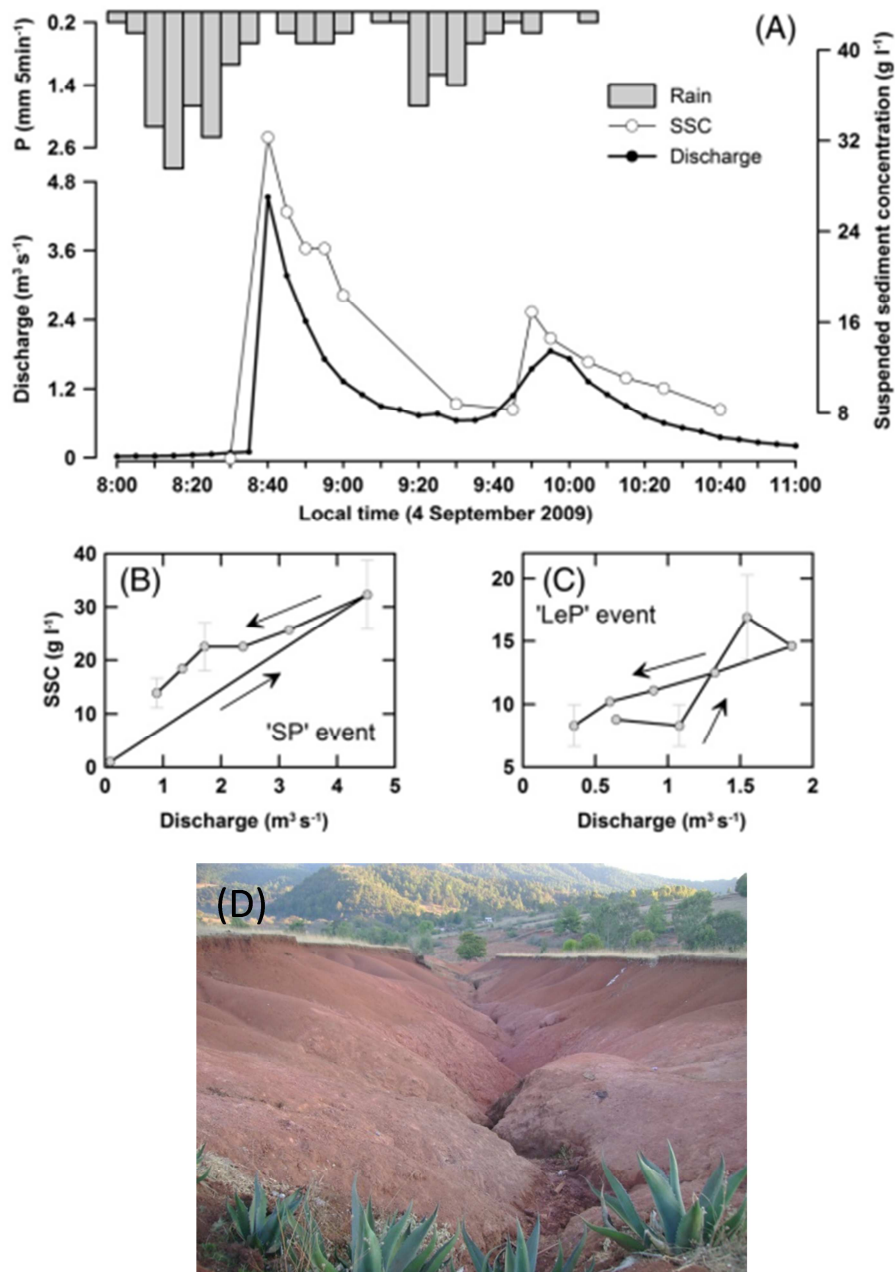


Figure 7 : Crue double pics sur le bassin de Huertitas au Mexique (3 km²) a) précipitation, débit et MES b) hystérésis du premier pic et c) hystérésis du second pic et d) photo d'une ravine développée sur sol volcanique de type Acrisols (d'après Duvert et al 2010)

Devant la complexité des formes d'hystérésis rencontrées, certaines études récentes tentent de développer des index conceptuels prédictifs et généralisables des formes d'hystérésis sur la base des

paramètres du bassin versant (débit, humidité du sol, niveau de la nappe etc...) (Zuecco et al. 2015, Mather and Jonhson 2015).

Au-delà de l'analyse des processus, les figures présentées dans ce paragraphe illustrent le caractère extrême des concentrations en MES rencontrées dans ces bassins versants de montagne. Il est très courant de mesurer des concentrations en MES $> 10 \text{ g L}^{-1}$, quand par exemple les MES atteignent péniblement la centaine de milligrammes par litre dans certaines grandes rivières françaises de plaine comme la Seine (Vilmin et al. 2014) ou la Loire (Gay et al. 2014).

3.1.1.2 Apport du fingerprinting

Nous venons de voir l'intérêt de l'emboîtement d'échelle et de l'étude de la spatialisation des pluies pour l'interprétation des relations MES/Q. Si cette approche permet d'identifier les secteurs où les dépôts/reprises ont lieu et les zones source amont, seul le « fingerprinting » permettra de déterminer avec précision la qualité des matériaux sources et leur temps de résidence dans le système. L'utilisation des méthodes de fingerprinting apporte des compléments d'information pour conforter les conclusions émises à partir de l'analyse des relations Q/MES (Navratil et al. 2012). Le fingerprinting consiste à identifier un ou plusieurs paramètres intrinsèques des sols source qui seront conservés et pourront être retrouvés et quantifiés dans les sédiments aux exutoires des bassins versants. On peut distinguer i) les méthodes de traçage « conventionnelles » basées sur l'utilisation des radionucléides (Be-7, Cs-137, Pb-210) et la composition géochimique (terres rares, éléments majeurs et traces ; Evrard et al. 2013 ; Evrard 2014) et ii) les méthodes « alternatives low cost » qui utilisent les propriétés colorimétriques en UV-visible (Martínez-Carreras et al. 2010 ; Legout et al. 2013) ou la spectroscopie par réflectance diffuse en infra rouge (DRIFTS ; Poulenard et al. 2012 ; Poulenard 2013). De par leur source atmosphérique naturelle et cosmogénique (Be-7, Pb-210) ou anthropique (Cs-137 issu des essais et accidents nucléaires) et leur forte affinité pour les sols et sédiments, les radionucléides sont de très bons traceurs du cheminement des sédiments dans les bassins versants (HDR Evrard 2014).

Ces méthodes ont été appliquées avec succès sur nos bassins des Alpes du sud et du Mexique en collaboration avec le LSCE de Gif sur Yvettes et avec EDYTEM de l'Université de Chambéry dans le cadre du projet STREAMS. Sur le bassin de la Bléone le fingerprinting a permis d'identifier les marnes noires comme source principale de sédiments aux exutoires des sous bassins de la Bléone (Navratil et al. 2012 ; Evrard et al. 2011 ; Legout et al. 2013 ; Poulenard et al. 2012).

Nous allons illustrer ici les apports du fingerprinting pour l'étude des temps de résidence et de l'origine des sources à partir des travaux menés sur les bassins versants mexicains (Evrard et al. 2010 ; Evrard et al. 2013). Plusieurs conclusions essentielles et nouvelles ressortent de cette analyse en lien avec l'occupation des sols et la connectivité (source) des zones sources au chenal (temps de résidence). Avant leur mise en mouvement par l'érosion, les sols présentent des temps de résidence de plusieurs milliers d'année (plus longs dans les zones forestières que dans les zones à érosion) alors qu'ils sont toujours inférieurs à un an (quelques mois) une fois sous forme de sédiment dans le réseau hydrographique. Les temps de résidence des sédiments apparaissent dépendants du mode d'occupation des sols. Ils sont plus rapides dans les bassins versants à pente raide présentant une forte connectivité ravine/chenal (cas du bassin de Huertitas qui compte 6 % de surface très dégradée de type ravine sur Acrisols comme illustré à la Figure 7d). Dans ce petit bassin versant, le temps de résidence des sédiments n'excède pas la saison hydrologique (de l'ordre de 50 à 200 jours) ce qui montre le transfert extrêmement rapide et efficace des sédiments (Figure 8a). Pour comparaison, les temps de résidence estimés sur une grande rivière de plaine comme la Seine sont significativement plus élevés (200-500 jours ; Le Cloarec et al. 2007). La proportion de nouveaux sédiments est aussi extrêmement dépendante de la répartition et de l'intensité des précipitations. L'exemple de la crue du 3 septembre 2009 sur le bassin de Huertitas montre un apport de 80 % de sédiments nouveaux qui fait donc baisser le temps de résidence consécutivement à un événement de pluie présentant la

plus forte intensité maximale de la saison (Figure 8a). Ces nouveaux sédiments seront repris au cours de l'évènement de crue suivant du 4 septembre (comme discuté plus haut à propos des relations MES/Q présentées à la Figure 7) où le flux maximum de MES a été mesuré au cours de l'année 2009 (Figure 8b). Ce résultat illustre qu'un seul évènement précipitant peut reprendre tous les sédiments déposés pour les transporter vers l'aval, ce que montre la chute de 80 à 20 % de sédiments nouveaux entre les évènements du 4 septembre et du 9 septembre (Figure 8a). Aussi l'analyse de la spatialisation du forçage des précipitations semble indispensable pour aller plus loin dans la compréhension et la prédiction de la mise en mobilité des sources (HDR Legout 2015).

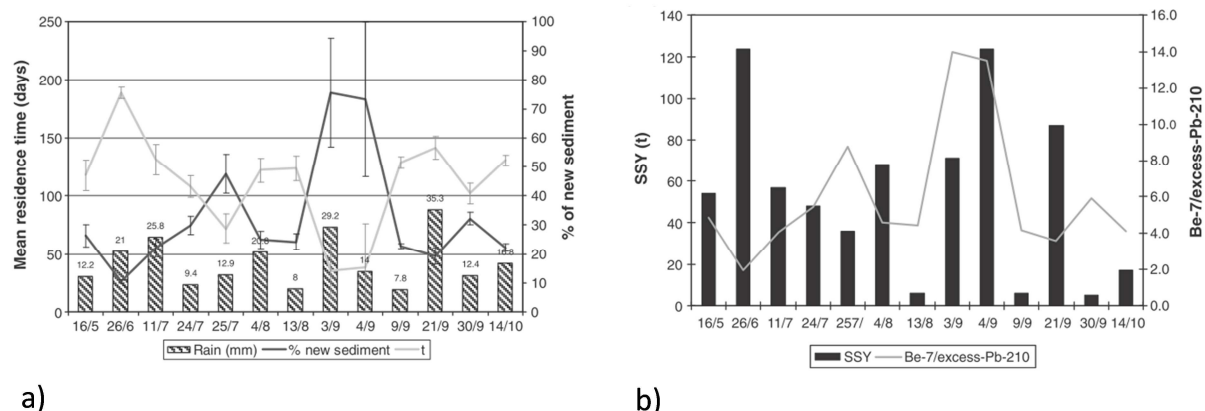


Figure 8 : a) Age des MES et proportion de nouvelles MES et b) flux de MES dans les évènements de crue observés en 2009 à l'exutoire du bassin versant de Huertitas (3 km²) (d'après Evrard et al. 2010)

Le préambule important pour l'application des méthodes de fingerprinting est la pré-identification des sources potentielles qui peuvent se faire par des visites sur le terrain mais aussi par une analyse cartographique (usage du sol, type de sol) (Walling 2013). Dans le cas des bassins versants mexicains, plusieurs types de sources (ravines, sols cultivés, forêts, rangeland) ont été considérés pour l'application des méthodes de fingerprinting par élaboration de modèles de mélange (différentes proportion de chaque source potentielle). Deux méthodes (conventionnelle basée sur les radionucléides et les éléments géochimiques d'une part et la méthode alternative Diffuse Reflectance Infrared Fourier Transformation Spectroscopy d'autre part) ont été appliquées indépendamment pour comparer la véracité des résultats et identifier les sources principales (Evrard et al. 2013). Il en résulte une bonne cohérence entre les deux approches comme l'illustre la Figure 9 où les ravines dégradées sur Acrisols sont clairement identifiées comme source principale de sédiments dans le petit bassin de Huertitas (> 80 % quel que soit l'évènement de crue considéré). Ce résultat est tout à fait cohérent avec les temps de résidence des sédiments et avec l'analyse des relations MES/Q évoqués plus haut sur ce même bassin. Le couplage du monitoring hydrosédimentaire des bassins versants avec l'approche du fingerprinting est pertinent pour répondre à la question de l'identification et de la quantification des sources de sédiments dans les bassins versants. Au-delà de l'intérêt de cette approche pour une meilleure compréhension fondamentale de la dynamique sédimentaire dans les bassins versants, ces méthodes aident à définir les stratégies de mitigation de l'érosion telles l'adaptation des pratiques agricoles (Fiener et al. 2011) ou la revégétalisation des zones dégradées (Schwilch et al. 2012). La figure 9b illustre une tentative de revégétalisation réalisée sur les ravines du bassin versant de Huertitas et suivi dans le cadre du projet DESIRE.

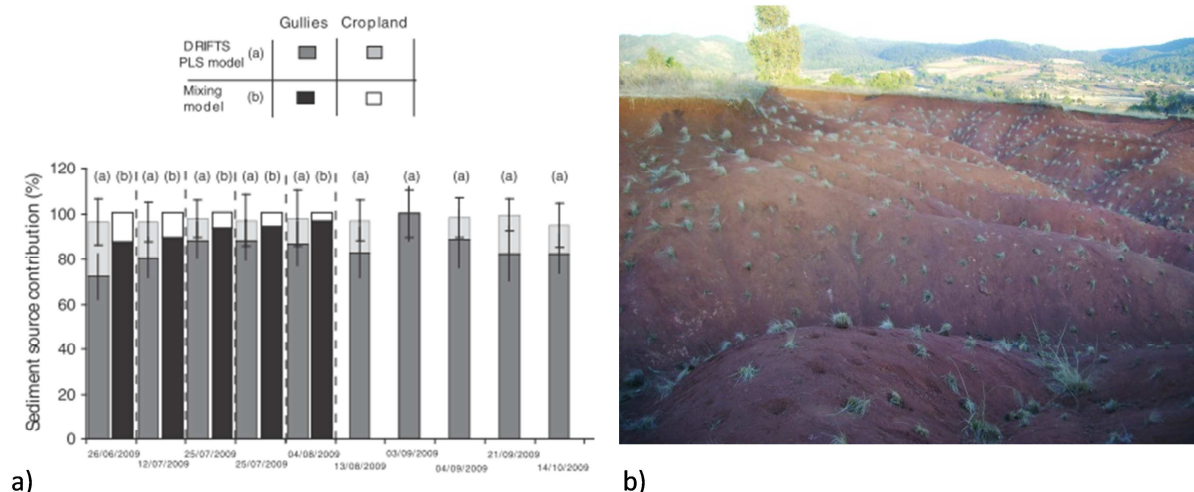


Figure 9: a) Pourcentage de sédiments source à l'exutoire du bassin versant de Huertitas (3 km²) au Mexique. Inter comparaison de deux méthodes de fingerprinting (conventionnelle et DRIFTS) (d'après Evrard et al. 2013) b) Revégétalisation de ravine sur le bassin versant de Huertitas

Durant cette étude une question méthodologique a été soulevée sur la dépendance de la méthode DRIFTS au contenu en matière organique des échantillons. Si la teneur en matière organique a permis de faciliter la discrimination des sources au niveau des sols, cette propriété a en revanche très probablement évoluée durant le transfert amont aval avec l'introduction de pollution organique domestique (très importante sur l'amont du bassin comme nous le verrons plus loin). Aussi, malgré un engouement scientifique croissant pour ces méthodes de fingerprinting (croissance exponentielle du nombre de publications dans les années récentes), plusieurs questions fondamentales sont toujours en débat concernant l'élargissement du nombre de descripteurs du fingerprinting, l'effet de la granulométrie et de la teneur en matière organique sur la caractérisation des signatures (notamment en spectrocolorimétrie UV et IR), la conservation de la signature le long du transfert depuis les zones sources jusqu'aux exutoires ou encore la validation statistique du potentiel de fingerprinting d'une source par rapport à une autre (Walling 2013).

De belles perspectives s'ouvrent aussi sur l'utilisation de ces méthodes pour le traçage des contaminants particuliers associés aux sédiments tels les métaux ou les HAP (Gateuille et al. 2014 ; Zembracki et al. 2015) ou encore pour le traçage des nutriments particuliers d'origine diffuse (ce point fera l'objet de mes perspectives à la fin de document).

3.1.2 Distribution et impacts des flux de MES

3.1.2.1 Variabilité des flux de MES dans les bassins versants de montagne

Pour introduire cette partie et mettre en évidence les particularités des bassins versants de montagne, la figure 10 présente une vision de la distribution des flux spécifiques des MES dans 32 bassins versants français analysés au cours du projet EC2CO Variflux. Ces bassins présentent quatre types de régimes hydro-climatiques et un gradient de conditions physiographiques (des plaines jusqu'aux rivières de haute montagne). On remarque que les bassins versants de montagne étudiés dans les Alpes (Ferrand, Romanche, Isère, Asse, Bléone) sont caractérisés par des flux spécifiques parmi les plus élevés en France (>365 t km⁻² an⁻¹), avec des concentrations en MES pouvant atteindre plus de 10 g L⁻¹ pendant les crues comme nous l'avons vu au paragraphe précédent. Selon la classification des rivières du monde proposée par Meybeck et al. 2003, les bassins versants de montagne étudiés dans les Alpes se situent dans la gamme haute pour les flux spécifiques. La topographie, le climat, le faible couvert végétal ou encore la présence de roches érodables sont autant de facteurs explicatifs de ces flux exceptionnels. Le bassin du Rhône qui concentre les flux de MES des rivières alpines est de loin le plus gros contributeur en MES à la mer Méditerranée (7-10 Mt

an⁻¹, Ollivier et al. 2010 ; Delmas et al. 2012). On estime que le seul bassin de l'Isère (11 800 km²) qui compte pour environ 12 % de la surface du bassin du Rhône contribue pour 15 à 35 % du flux annuel des MES du Rhône selon les années (Némery et al. 2013). En Europe, les bassins versants en région de montagne et sous climat méditerranéen sont clairement identifiés comme présentant les flux spécifiques annuels les plus importants (Vanmaercke et al, 2011). A l'échelle globale, les flux spécifiques les plus extrêmes cités dans la littérature (> 10 000 t km⁻² an⁻¹) sont mesurés dans des bassins versants en Asie du Sud Est et en Océanie sous climat tropical à mousson (Kao and Milliman, 2008).

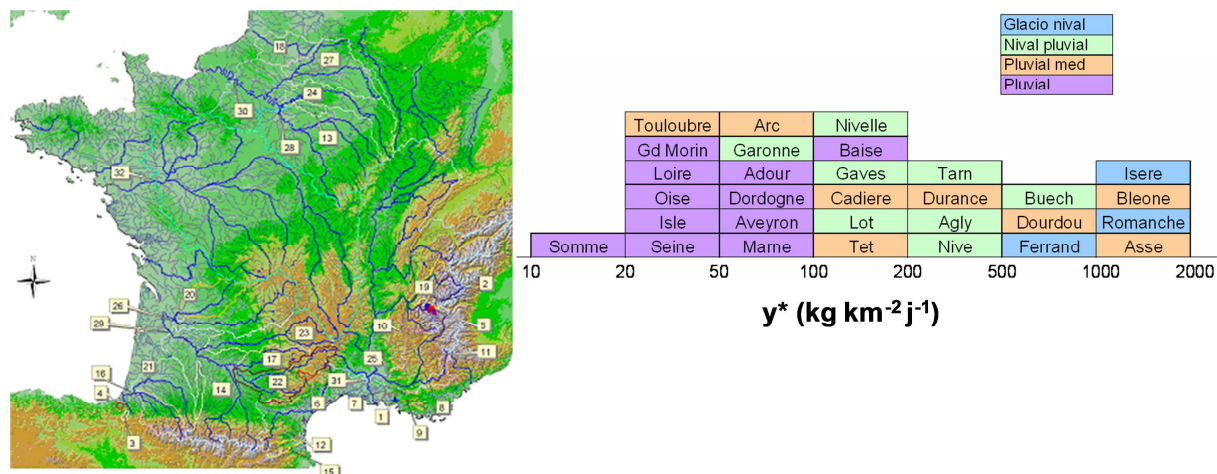


Figure 10 : Flux spécifique journalier de MES dans un panel de 32 bassins versants français sous différents régimes climatiques (résultats du projet EC2CO-Variflux, d'après Mano et al. 2006)

On peut voir ici l'importance de ces bassins versants de montagne comme source de sédiments à l'échelle régionale et globale. Ces flux importants de MES dans les rivières de montagne cachent toutefois une forte variabilité temporelle à plusieurs échelles (annuelle, saisonnière et journalière). La variabilité hydrologique explique les variations inter annuelles des flux de sédiments. Sur l'Isère ces flux annuels varient d'un facteur 4 (entre 1 Mt et 4 Mt de MES) en conditions non perturbées (Figure 11). Les flux extrêmes rencontrés en 1995 et en 2005 signent des travaux importants d'ingénierie dans le lit de la rivière (1995 = construction de l'autoroute de la Maurienne ; 2005 = travaux sur les digues en amont de Grenoble, Dumas 2007) et ne sont pas dus à de la variabilité hydrologique naturelle. Sur l'Isère on peut observer régulièrement des laves torrentielles qui surviennent sur les parties amont au niveau de l'Arc et dont le pic de MES (jusqu'à plus de 40 g L⁻¹) est visible plus de 100 km en aval à Grenoble (Némery et al. 2013). Aussi nous verrons dans la suite du document que les chasses hydrauliques pour l'entretien de plusieurs barrages hydroélectriques dans le bassin amont de l'Isère (au niveau de son affluent l'Arc) sont réalisées tous les ans (Némery et al. 2013). Ces évènements particuliers peuvent expliquer une partie de cette variabilité interannuelle. Sur la période de 18 années d'observation (1994-2012), l'année 2008 est l'année qui présente le flux le plus important (4,2 Mt). Cette année 2008 a vu une crue décennale (débit maximum 894 m³ s⁻¹ avec un pic de MES à 20 g L⁻¹) au mois de mai qui a transporté 2,7 Mt de MES (soit plus de 60 % du flux total annuel) en quelques jours seulement (Arnaud et al. 2013). Ce flux est aussi plus du double du flux annuel de certaines années à faible transport de MES (2007, 2009, 2011 dans les années récentes, Figure 11). Le même évènement hydrologique (crue décennale à 922 m³ s⁻¹) observé à la même période en mai 2010, n'a transporté que 0,7 Mt (Arnaud et al. 2013). Ces évènements de crue interviennent au printemps au moment de la fonte nivale concomitant avec des pluies fortes sur le bassin versant mais le stock disponible de MES dans le lit de rivière peut-être très différent d'une année sur l'autre en fonction de l'historique des évènements antérieurs (Némery et al. 2013).

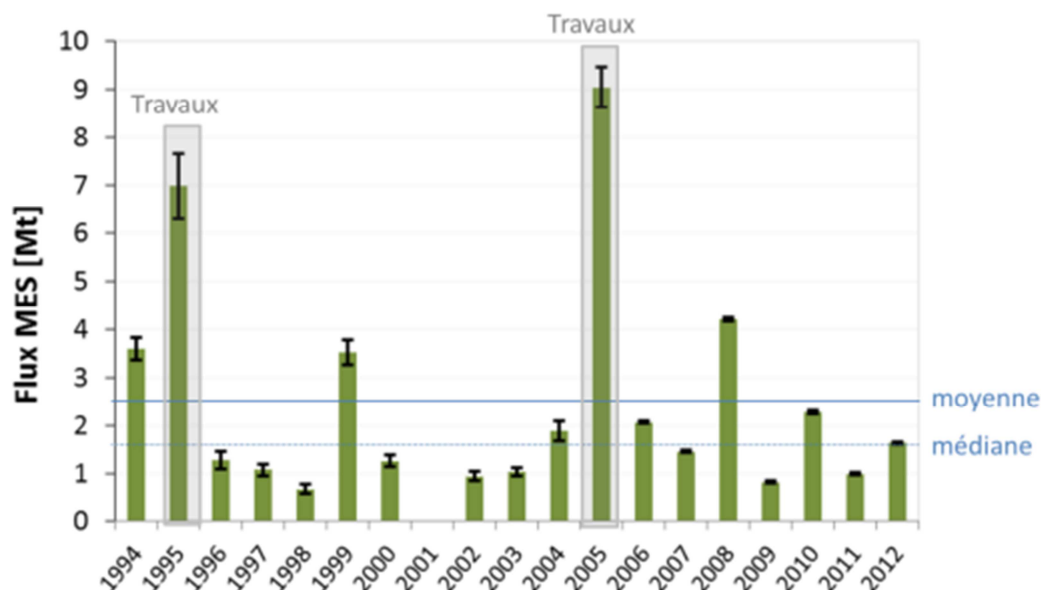


Figure 11 : Variabilité interannuelle des flux de MES sur l'Isère à la station Isère campus à Grenoble (d'après la thèse de Solène Dutordoir 2014 : synthèse des données de MES journalières 1994-2005 de Dumas 2007 et des données MES par turbidité sub-horaire du LTHE depuis 2006).

La distribution saisonnière des flux de MES est étroitement liée au régime hydro-climatique dans les bassins versants de montagne (Fang et al. 2012). Dans le cas de l'Isère, qui présente une large surface enneigée en hiver, la fonte progressive du stock de neige accumulé soutient les débits printaniers (Peiry et al. 1999). Aussi les flux les plus importants sont concentrés entre avril et juillet (Figure 12a) et sont générés par la concomitance de la fonte nivale et des pluies d'orage typiques du climat pluvio-nival (Mano 2008 ; Iida et al. 2012). L'importance de la fusion nivale est primordiale dans les petits bassins versants de haute montagne comme le Ferrand ou la Romanche. Il a été estimé que 30 à 40 % du flux annuel est transféré durant les jours du printemps où aucune pluie n'est observée (Figure 13, Mano et al. 2009). Ce qui induit une production plus régulière de sédiments pas nécessairement corrélée avec les précipitations contrairement à la majorité des bassins versants. Pour les bassins sous influence méditerranéenne, comme l'Asse et la Bléone, les sédiments sont majoritairement transportés durant l'automne de septembre à décembre (65 à 85 %, Figure 13b). En effet, dans ces bassins méditerranéens, les précipitations intenses sont souvent concentrées durant cette période comme l'a montré l'étude des régimes de précipitations sur le bassin de la Bléone (Navratil et al. 2012). Dans les bassins versants mexicains cette saisonnalité est encore plus marquée du fait de l'alternance saison sèche et saison humide typique du climat sub-tropical (Duvert et al. 2011). Les flux de MES y sont quasi inexistant pendant la saison sèche d'octobre à mai et les premières crues ont un rôle majeur comme nous le verrons plus loin sur la problématique d'apport de MES et d'envasement du barrage de Coinztio (Figure 19 ; Némery et al. 2016).

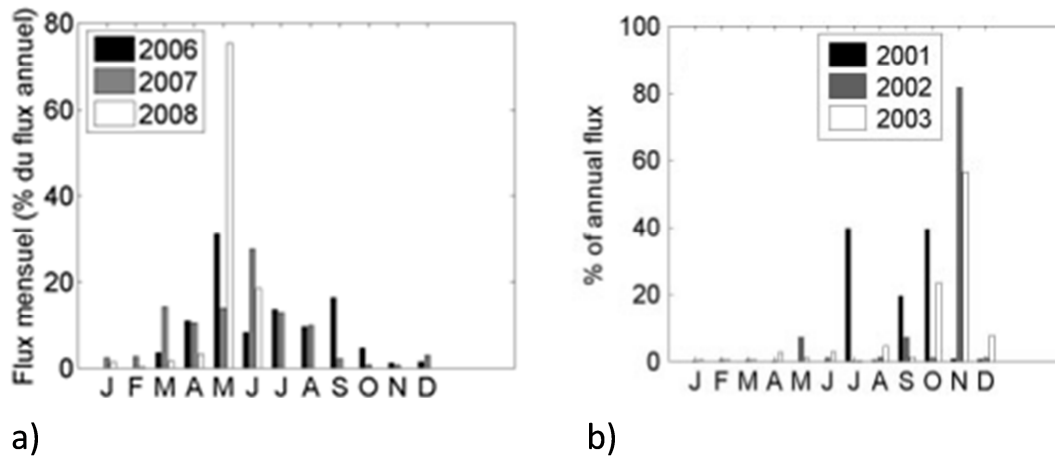


Figure 12: Variabilité saisonnière des flux mensuels de MES sur les bassins a) de l'Isère sous influence climatique pluvio nivale et b) de la Bléone sous influence climatique méditerranéenne (d'après Mano 2008 et Mano et al. 2009)

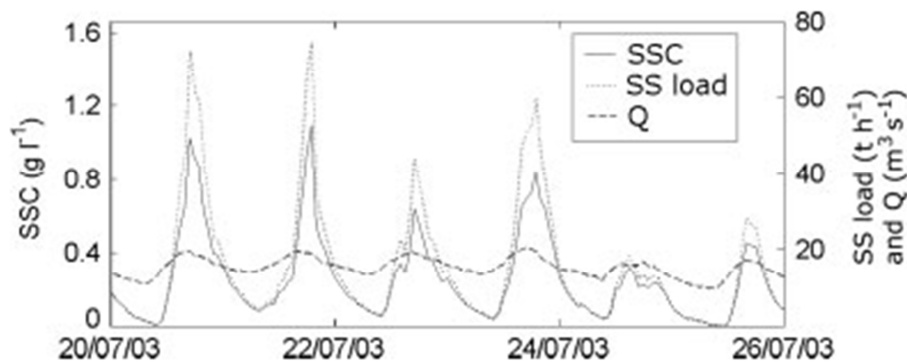


Figure 13: Cycle diurne des débits, MES et flux de MES au cours de la période de fusion nivale sans pluie sur le bassin du Ferrand (d'après Mano et al. 2009)

Il est possible d'aller encore plus loin dans l'étude de la variabilité temporelle des flux de MES en analysant la variabilité infra journalière. Cette variabilité est très fortement marquée pour les bassins versants à fusion nivale dans les Alpes (Ferrand et Romanche) mais aussi dans les bassins versants sous climat sub-tropical au Mexique (Coiztío) (Figure 14). La Figure 14a illustre le processus progressif de fonte de la neige, de l'augmentation du débit et de la mise en mobilité des sédiments au cours d'une journée moyenne type sans pluie. Les flux de MES sont maximum en fin de journée entre 21h et 22h. Il en résulte une différence de 1 à 2 ordres de grandeur sur les flux horaires au cours d'une même journée (Mano et al. 2009). Au-delà de la compréhension du processus de transport de sédiments lié à la fusion nivale, ce résultat sans ambiguïté interpelle sur les bonnes pratiques d'échantillonnage à mettre en place dans ce type de bassin, dans le cas où la mesure par turbidité n'est pas utilisée. L'autre cas très démonstratif de cette variabilité infra journalière est illustré pour le bassin de Potrerillos (12 km²) au Mexique qui présente une intermittence hydrologique en saison sèche (Figure 14b). Dans cette région, pendant la saison des pluies, les précipitations sont concentrées en fin d'après-midi jusqu'en début de soirée. Dans ce petit bassin versant, plus de 80 % du flux journalier de MES passent entre 17h et minuit (Duvert et al. 2011). Aussi un mauvais choix sur l'heure d'un prélèvement aura une incidence forte sur le calcul de flux de MES. Nous discuterons de l'optimisation des stratégies d'échantillonnage dans la suite du document.

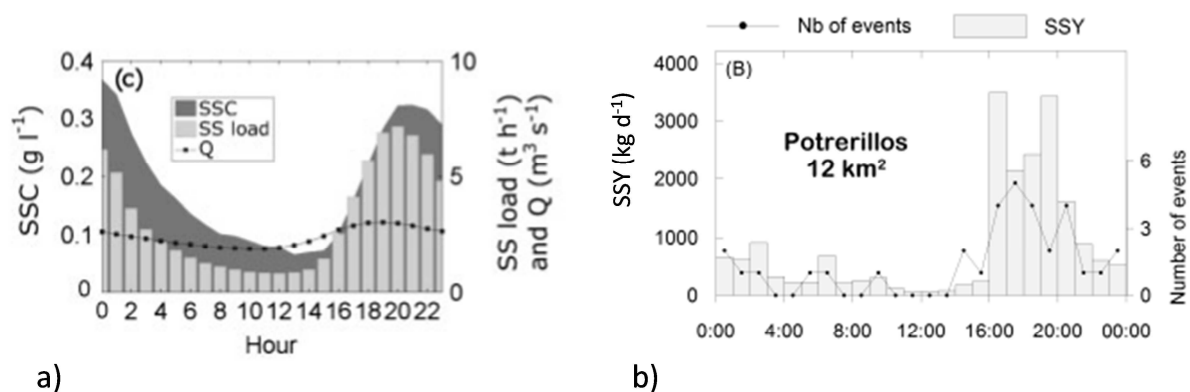


Figure 14: a) Cycle moyen journalier des débits, MES et flux de MES au cours de la période de fusion nivale non pluvieuse sur le bassin du Ferrand (d'après Mano et al. 2009) et b) distribution des flux moyens journaliers de MES et nombre d'événements de crue sur le bassin versant de Potrerillos au Mexique (d'après Duvert et al. 2011)

Les courbes durée fréquence sont une manière synthétique et élégante de représenter les distributions saisonnières des flux de MES en montrant le pourcentage du flux de MES qui transite en fonction du pourcentage du temps (Figure 15). Elles permettent en outre d'en déduire des indicateurs statistiques de la rythmicité du transport des sédiments tels le $Ms_{2\%}$ (quantité de sédiments transporté en 2% du temps annuel, soit 7 jours) ou le $Ts_{50\%}$ ou $Ts_{90\%}$ (temps nécessaire pour transporter respectivement 50 % ou 90 % du flux annuel) (Meybeck et al. 2003). Ces indicateurs ont été calculés sur nos différents bassins versants et permettent de mettre en évidence le caractère très épisodique du transport de MES dans ces bassins versants de montagne.

Dans les bassins des Alpes du Sud sous influence méditerranéenne (Asse et Bléone) $Ts_{50\%}$ indique que 50 % du flux de MES transitent en moins de 1 % du temps (soit environ 2 jours d'une année hydrologique) (Figure 15a, Mano et al. 2009). Ce temps est sensiblement plus élevé entre 1 à 5 % pour les bassins des Alpes du Nord à composante nivale (Figure 15 a et c). Cette différence entre ces groupes de bassins versants s'explique par les conditions hydro-climatiques, avec notamment la fusion nivale qui assure un apport plus régulier de MES comme déjà discuté plus haut (Figure 13). Ceci se vérifie avec l'analyse des $Ms_{2\%}$ qui sont plus importants dans les bassins méditerranéens (72-84 % du flux transporté en 2 % du temps) que dans les bassins à fusion nivale (38-46 % du flux transporté en 2 % du temps). Pourtant l'étude de Moatar et al. 2006 montre que cet indicateur diminue avec la taille des bassins versants. Dans les bassins méditerranéens le caractère épisodique du transport est très prononcé avec le rôle majeur des orages dans la génération des flux de MES comme déjà discuté (Navratil et al. 2012).

Dans les bassins mexicains 50 % des MES ($Ts_{50\%}$) sont transportés en moins de 0,1 % à 1,2 % du temps (soit la durée de quelques crues) et en 7 jours ($Ms_{2\%}$) les bassins exportent 63 % (dans le cas du plus grand bassin versant de Undaméo) à 97 % du flux annuel (dans le cas du plus petit bassin versant de Huertitas) (Figure 15b). Ces indicateurs confirment le caractère très épisodique du transport de MES sous ce climat sub-tropical et soulignent la contribution prédominante de quelques événements majeurs au flux annuel de MES. Globalement la rythmicité des flux de MES est assez variable et la taille du bassin versant est ici le principal facteur explicatif de cette variabilité. En effet $Ms_{2\%}$ décroît et $Ts_{50\%}$ augmente avec la taille du bassin du bassin versant, conformément aux observations et conclusions de précédentes études (Moatar et al. 2006).

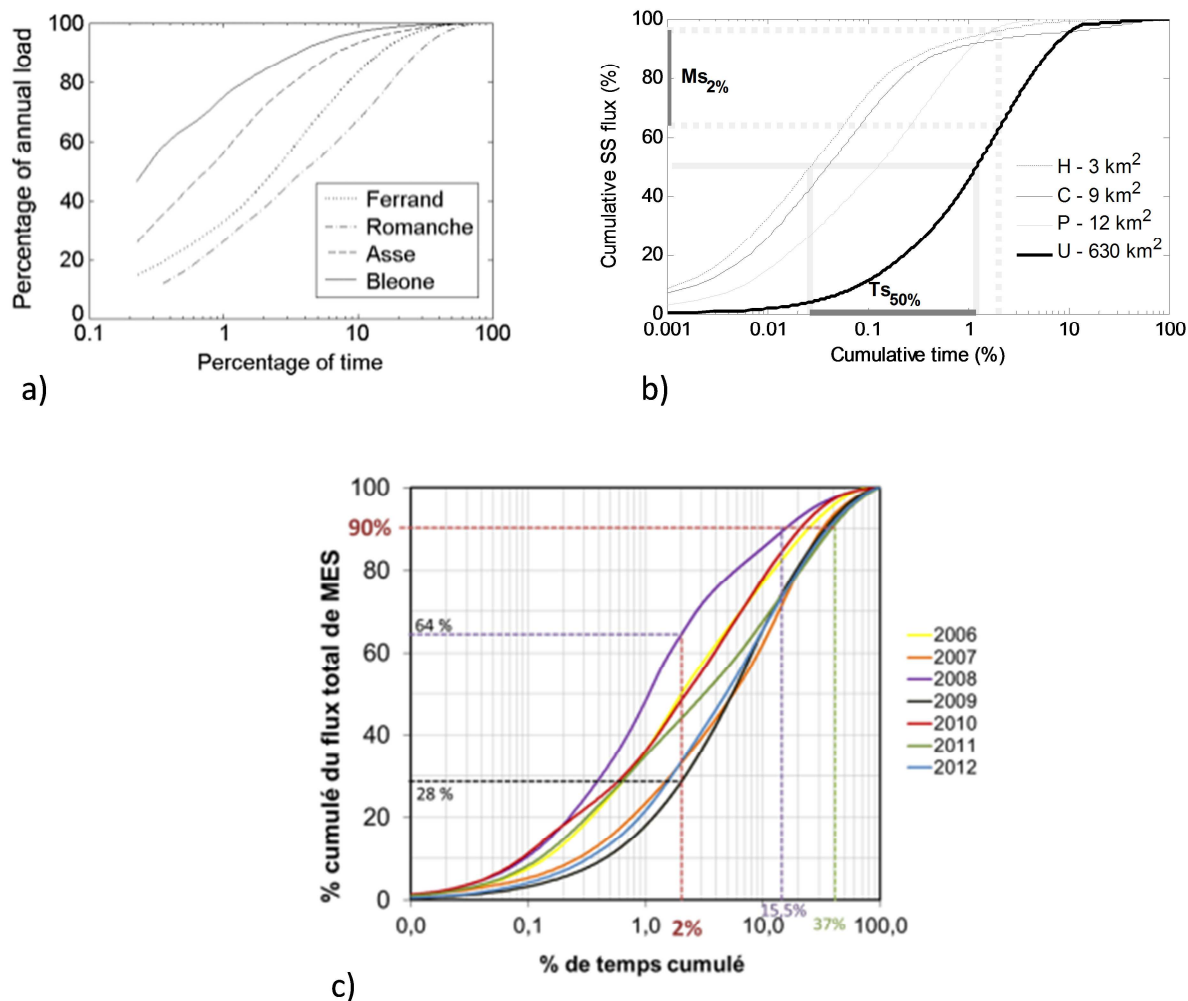


Figure 15 : Courbes durée fréquence des flux de MES sur a) les bassins Alps du Nord : Ferrand (82 m²) et Romanche (230 km²) et du Sud : Asse (657 km²) et Bléone (905 km²) (d'après Mano et al. 2009) b) les bassins mexicains (H = Huertitas ; C : Cortina ; P : Protrerillos ; U : Undaméo) (d'après Duvert et al. 2011) c) le bassin de l'Isère à Grenoble (5570 km²) (d'après Dutordoir 2014)

Dans le contexte hydrologique plus large des rivières d'Europe et d'Amérique, les bassins versants méditerranéens (Asse, Bléone) et sub-tropicaux (Cointzio) sont ceux qui présentent les $Ts_{50\%}$ les plus faibles (moins de 1% du temps) et les $Ms_{2\%}$ les importants (plus de 60% des flux transités en seulement 2% du temps) (Moatar et al. 2006). Ces indicateurs sont moins extrêmes sur les bassins de haute montagne et de l'Isère, pour lesquels la fusion nivale tend à mieux répartir les apports de MES au cours de l'année. Mais les temps de transfert sur les bassins versants de montagne étudiés restent nettement plus courts que ceux observés sur les bassins versants de plaine comme la Seine par exemple qui présente un $Ts_{50\%}$ de 15% et $Ms_{2\%}$ supérieur à 10%. Aussi le caractère très épisodique et très court du transport de MES dans ces bassins de montagne est confirmé par l'échelle du classement des temps de transfert des MES proposée par Meybeck et al. (2003).

3.1.2.2 Prédiction des flux de MES

Un des enjeux importants opérationnels de l'étude de la dynamique sédimentaire est la prédiction des flux de MES. Nous n'aborderons pas dans ce manuscrit le volet modélisation mais dans les lignes qui suivent nous présenterons quelques éléments sur la recherche de descripteurs statistiques pertinents de la prédiction des flux de MES dans les bassins versants de montagne.

Pour les grands bassins versants ($> 10\,000\text{ km}^2$), la relation empirique entre les concentrations en MES et le débit (relation $\text{MES} = aQ^b$) a été utilisée pour prédire les flux sédimentaires (Pont et al. 2002 ; Rustomji and Wilkinson 2008). Ces relations peuvent fonctionner à ces larges échelles mais sont site-spécifiques et surtout peuvent sous-estimer de façon importante le rôle de certaines crues majeures. Par contre elles sont parfaitement inadaptées pour les petits bassins versants de montagne du fait de la très forte non linéarité de la relation MES/Q (Eder et al, 2010). Aussi des études ont exploré un certain nombre de descripteurs statistiques de la prédiction des flux de MES comme le débit maximum, l'intensité de pluie maximum, l'état initial d'humidité des sols érodés (Nadal-Romero et al. 2008 ; Oeurng et al. 2010).

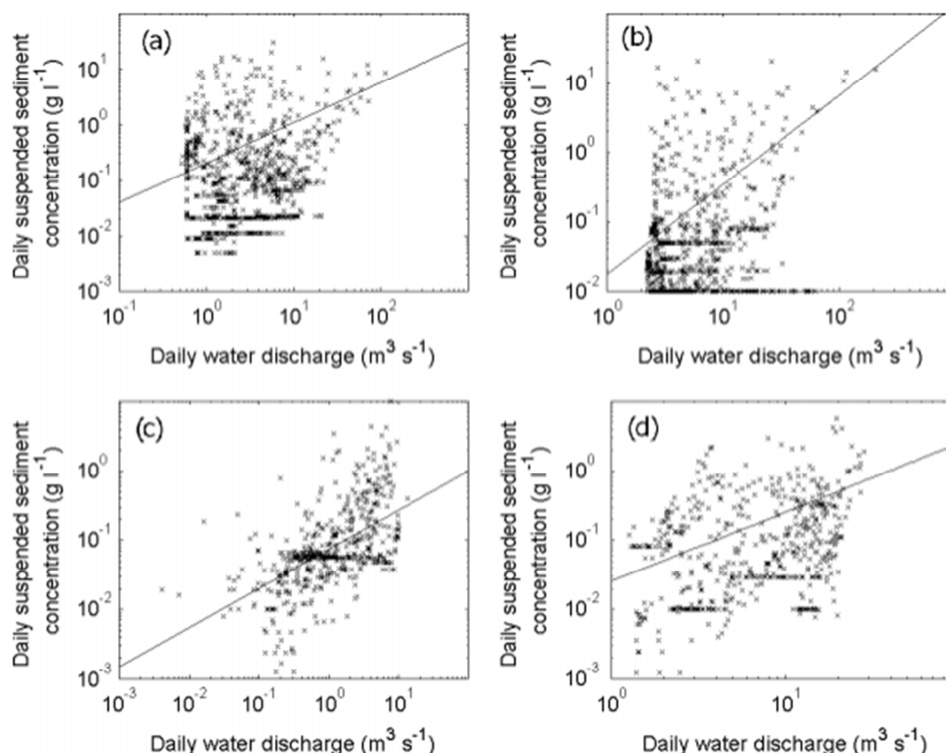


Figure 16: Relation entre les concentrations moyennes journalières en MES et les débits moyens journaliers et ajustement de la fonction $\text{MES} = aQ^b$ (ligne noire) sur les bassins de a) l'Asse b) la Bléone c) du Ferrand d) et de la Romanche (d'après Mano et al. 2009)

Comme le montre très explicitement la figure 16, la relation classique de type $\text{MES} = aQ^b$ n'est pas appropriée pour la prédiction des flux de MES dans les bassins versants de montagne. Aussi, dans la thèse de Vincent Mano, plusieurs descripteurs ont été testés sur les 4 bassins versants étudiés. Compte tenu du rôle important joué par l'hydro-climatologie dans la genèse des flux de MES, l'utilisation de régressions linéaires multiples a permis d'identifier les descripteurs du débit et des précipitations comme les principales variables hydro-climatiques explicatives des flux journaliers de MES (Mano et al. 2009). Sur la base de ce résultat, l'utilisation du descripteur Q a été couplée avec le descripteur précipitation pour tester l'équation empirique proposée par Ludwig and Probst 1998 :

$$F = 0.02 \times Q \times \text{pente} \times \text{FOUR} \quad (\text{Eq 1})$$

Avec :

F : flux spécifique du bassin versant en $\text{t km}^{-2} \text{an}^{-1}$

Q : le débit moyen annuel (en mm)

Pente : la pente moyenne du bassin

FOUR : $\frac{\sum_{m=1}^{12} (\text{pluie mensuelle})^2}{\text{pluie annuelle}}$

0.02 : coefficient de calage et d'ajustement des unités

Si cette équation est satisfaisante pour l'estimation des flux annuels de MES dans les cas des bassins versants sous régime pluvio-nival (Ferrand et Romanche), elle sous-estime significativement les flux annuels des bassins versants sous régime méditerranéen Asse et Bléone (Mano et al. 2009). Comme nous l'avons mentionné plus haut, ces bassins versants présentent des zones très dégradées à forte érosion (les marnes noires de Draix ; Descroix and Mathys 2003) et également une répartition très localisée des précipitations difficiles à appréhender, même avec un bon réseau de pluviomètres (Navratil et al. 2012). La pluie peut apparaître comme un des descripteurs clés de la production de particules sur le bassin versant. Mais ce n'est pas toujours le cas comme nous l'avons vu sur les bassins de haute montagne à fusion nivale. De plus, la grande variabilité spatio-temporelle des précipitations en fait un processus compliqué à étudier et surtout à globaliser. Par ailleurs, l'augmentation de l'intensité et de l'énergie de la pluie n'est pas toujours corrélée avec une augmentation de l'érosion comme nous avons pu l'observer sur nos sites mexicains (Figure 17). Ceci peut s'expliquer encore une fois par la faible résolution spatiale des précipitations mesurées. La présence de zone fortement dégradée connectée au chenal principal constitue également un stock important mais variable de sédiments mobilisables (Duvert et al, 2010). Toutes ces raisons disqualifient quelque peu le descripteur « précipitation » pour une recherche de méthode statistique « simple » de prédiction des flux de MES.

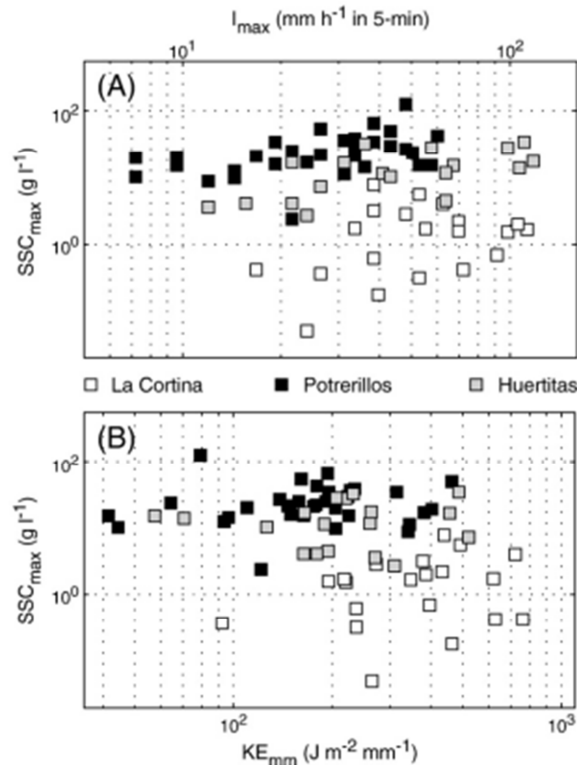


Figure 17 : Relation entre les pics de MES et les caractéristiques des pluies pour les événements de crue mesurés en 2009 aux exutoires de 3 sous bassins versants mexicains a) Intensité maximale vs MES max ; b) Energie cinétique vs MES max (d'après Duvert et al. 2010).

Aussi, à partir des importantes bases de données disponibles sur nos bassins alpins et du Mexique nous avons recherché d'autres descripteurs statistiques pertinents du flux de MES (Q_{moyen} , Q_{max} , MES_{max} , MES_{moyen} , durée des événements pluvieux, etc...). Il ressort de cette analyse que le descripteur Q_{max} , qui intègre les caractéristiques des précipitations et de l'érosion est le meilleur candidat et que la relation positive entre le flux spécifique de MES et le Q_{max} apparaît la plus pertinente (Figure 18) (Duvert et al. 2011, Navratil et al. 2012). Cependant une variabilité persiste dans ces relations flux spécifique MES/ Q_{max} , liée au pourcentage de zones très dégradée et aux gradients de pente, notamment dans les plus petits bassins versants. Aussi un modèle globale de type flux MES – Q_{max} reste encore très incertain et peu transposable pour la prédiction des flux à l'évènement (Duvert et al. 2012). Les perspectives de modélisation des flux de MES dans les bassins versants de montagne restent entières que ce soit par des approches statistiques, empiriques ou à bases physiques (de Vente et al. 2013 ; García-Ruiz et al. 2015).

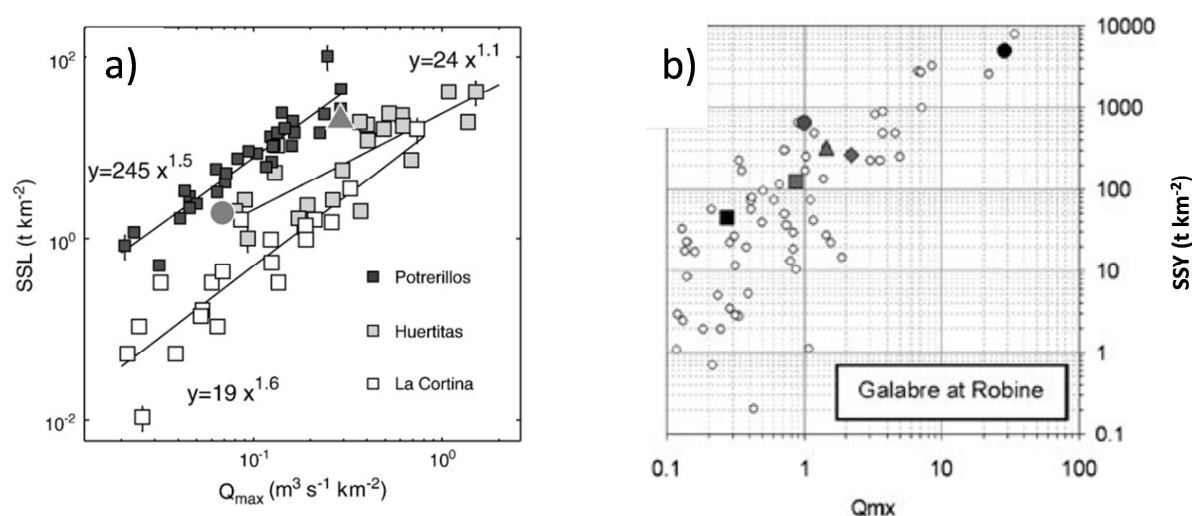


Figure 18 : Relation entre le flux spécifique de MES et le débit maximum a) pour chaque évènement de crue mesuré en 2009 aux exutoires de 3 sous bassins versants mexicains (d'après Duvert et al. 2011) b) pour chaque évènement mesuré entre 2007 et 2009 sur le Galabre, sous bassin de la Bléone (d'après Navratil et al. 2012).

3.1.2.3 Bilan d'envasement dans un barrage réservoir au Mexique

Un des problèmes importants de la gestion des bassins versants de montagne est la présence de barrages réservoirs sur le cours des rivières. On sait que le fonctionnement des barrages réservoirs est fortement influencé par les activités humaines en amont du bassin versant qui les alimentent (Kennedy et al. 2003). Les flux extrêmes et la forte saisonnalité des apports en MES mis en évidence précédemment dans les bassins versants de montagne compliquent la gestion sédimentaire des aménagements hydrauliques (Wüest 2010). Les pertes de capacités de stockage d'eau dépendent des taux d'envasement qui sont directement liés aux flux spécifiques de sédiments en amont mais également de la morphologie des barrages (surface, profondeur) et leur gestion hydraulique (temps de résidence, position des prises d'eau) (Cunha et al. 2014). Cette problématique est particulièrement prégnante dans les Alpes, où le nombre d'aménagements hydrauliques est très important, ou encore sur le site mexicain que nous avons étudié.

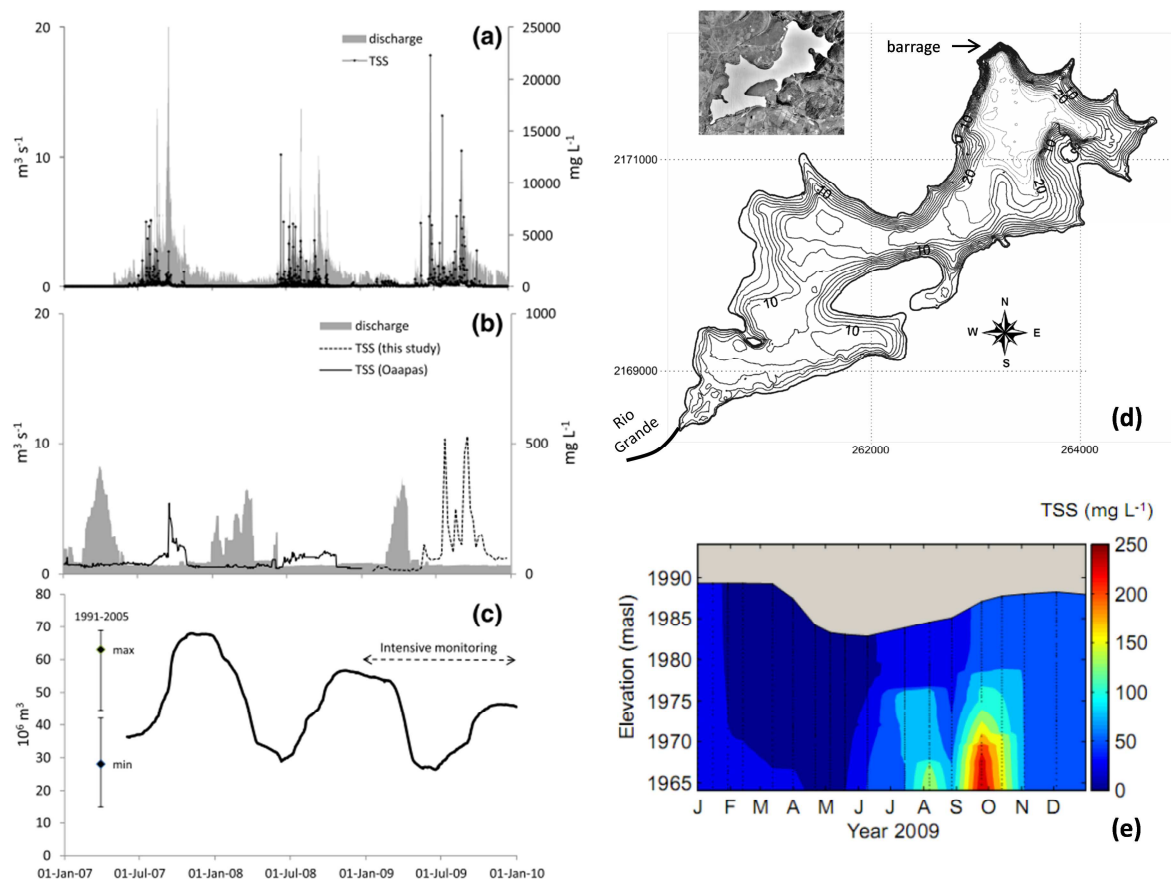


Figure 19: Variation saisonnière a) des débits et des MES en entrée du réservoir de Cointzio b) des débits et des MES en sortie du réservoir c) du volume du réservoir sur la période 2007-2009 d) carte du réservoir de Cointzio e) variation saisonnière des MES dans la colonne d'eau du réservoir (d'après Némery et al. 2016)

Le réservoir de Cointzio au Mexique (volume 66 Mm^3 , surface 6 km^2), situé en aval du bassin versant du même nom, est alimenté en eau quasi exclusivement par le Rio Grande de Morelia à son exutoire (Figure 6 et 19d). L'apport en eau et MES au réservoir est rythmé par le régime climatique sub-tropical avec 95 % des apports annuels en MES qui surviennent pendant la saison humide de juin à octobre comme le montre le suivi sur 3 années à l'exutoire du bassin versant de Cointzio (Figure 19a ; Némery et al. 2016). On peut noter que les niveaux de concentrations maximum en MES en entrée du réservoir ($> 10 \text{ g L}^{-1}$) sont un ordre de grandeur supérieur à celles mesurées en sortie ($< 0,5 \text{ g L}^{-1}$) ce qui traduit un piégeage efficace des sédiments (Figure 19 a et b). Un bilan entrée sortie des MES a permis d'estimer que le réservoir piégeait 90 % du flux de MES entrant (Tableau 2). Le taux d'accumulation de sédiments résultant est estimé à $7800 \pm 2100 \text{ g m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ce qui place le réservoir de Cointzio parmi les réservoirs avec les plus forts taux d'accumulation et les plus fortes capacités de rétention (Vörösmarty et al. 2003; Némery et al. 2016). On peut facilement mettre ce résultat en cohérence avec la présence de sols très dégradés sur le bassin versant qui génèrent des flux de MES conséquents comme nous l'avons vu précédemment (Duvert et al. 2010). De plus dans le cas de Cointzio, même avec un temps de résidence court $< 1 \text{ an}$ (Tableau 2) qui ne devrait pas faciliter la sédimentation, le réservoir a une capacité de rétention très efficace. On peut expliquer cette particularité par la forte saisonnalité des apports en MES dans ce bassin versant de montagne. Ceci induit des courants de densité hyperpycniaux qui entraînent rapidement les sédiments au fond du réservoir. Les fortes concentrations en MES mesurées au fond du réservoir sur la période septembre-octobre signent manifestement l'arrivée des crues (Figure 19e).

Tableau 2 : Bilan hydrologique et des MES dans le réservoir de Cointzio pour 2007, 2008 et 2009 (d'après Némery et al. 2016)

	2007		2008		2009	
	Input	Output	Input	Output	Input	Output
Water discharge (10^6 m^3)	49	60	44	53	42	43
TSS (10^3 tons)	22.4 ± 4.5	2.5 ± 0.5	22.2 ± 4.4	1.8 ± 0.4	22.2 ± 4.4	2.4 ± 0.5
Rainfall (mm)	750		710		690	
Rainfall (10^6 m^3) ^a	3.3		2.8		2.5	
Evaporation (mm)		1300–1500		1465		1450
Evaporation (10^6 m^3) ^a		6.1		5.8		6.2
Mean annual volume (10^6 m^3)	53.8		46		40	
Residence time (years) ^b	1.02–0.81		0.98–0.78		0.90–0.83	

^a Calculation based on mean annual surface of reservoir

^b Calculation based on mean annual reservoir volume and on total input or output

L'accumulation de sédiments et la gestion de l'ouvrage sont de vrais enjeux sociétaux dans la région (production d'eau potable et irrigation) car on estime que l'ouvrage a déjà perdu 25 % de sa capacité initiale de stockage (88 Mm^3) depuis sa construction en 1940 (Susperregui 2008). Plus globalement, se pose aussi la question de l'impact de ces ouvrages sur les parties aval qui se voient privées d'une proportion très importante de sédiments (López-Tarazón et al. 2016). L'illustration de l'efficacité de piégeage de ce réservoir ($< 50 \text{ km}^2$ en surface) est particulièrement préoccupante quand on sait que le nombre de ces petits ouvrages augmentent (en particulier dans les pays émergents) et qu'ils représentent environ 40 % des surfaces totales des réservoirs dans le monde (Lehner and Döll 2004 ; Tranvik et al. 2009). Par exemple, dans cette région du Mexique, ce déficit sédimentaire dû au piégeage dans le réservoir de Cointzio impacte directement la lagune endoréique de Cuizteco qui est le second plus grand lac du Mexique et une zone d'intérêt écologique majeur (Alcocer and Bernal-Brooks 2010).

A notre connaissance, sur ce barrage, aucune chasse hydraulique n'a jamais été réalisée pour évacuer les sédiments. Aussi la pérennisation de l'ouvrage passe forcément par une gestion en amont des apports de sédiments via la mitigation de l'érosion (par exemple avec la revégétalisation comme nous l'avons évoquée précédemment ; Figure 9b). Une reconstruction historique des apports en MES à partir d'une analyse de carotte sédimentaire a permis de mettre en évidence l'effet bénéfique du changement d'occupation (reforestation par exemple) sur les apports en MES au réservoir (Susperregui 2008 ; López-Grenados et al. 2013).

La limitation des apports de sédiments en amont apparaît comme une évidence pour la gestion durable des barrages réservoirs mais cette solution n'est pas toujours réalisable techniquement ni compatible avec les implantations géographiques des ouvrages dans les vallées en zone de haute montagne (cas des versants à forte pente avec des roches très érodables par exemple) comme dans le bassin de l'Isère. Dans la littérature scientifique et comme nous venons de l'illustrer pour le cas de Cointzio, la question de la gestion sédimentaire des réservoirs est généralement traitée en terme de réduction de la capacité de stockage ou taux de sédimentation (Syvitski et al. 2005). Cependant, dans de nombreux cas, les réservoirs ne constituent pas un piège « final » pour les sédiments. La remobilisation des sédiments et leur transfert vers l'aval pendant les opérations de chasses hydrauliques ont des effets sur les rythmes saisonniers des flux de MES et aussi des impacts sur la faune piscicole et des macroinvertébrés (Brandt 2000 ; Dai et al. 2008 ; Crosa et al. 2010).

3.1.2.4 Effet des chasses hydrauliques sur l'Isère

Le site atelier Arc-Isère de la Zone Atelier Bassin Rhône est un laboratoire à ciel ouvert pour l'étude des chasses hydrauliques (Figure 20). Le bassin versant de l'Isère est fortement aménagé avec en particulier des retenues et des dérivations pour la production d'hydroélectricité sur l'Isère et son

affluent l'Arc. Chaque année au mois de juin, une chasse hydraulique est planifiée dans le but de maintenir la capacité de stockage de trois retenues situées au fil de l'eau sur l'Arc (Freney, Pont des chèvres et Saint Martin-la-Porte) pour un volume total de $0,8 \text{ Mm}^3$ (Lauters et al. 2012). Le réseau de stations de mesure hydrosédimentaire géré par le LTHE et IRSTEA en partenariat étroit avec EDF permet le suivi de ces chasses hydrauliques depuis 2005 (Figure 20c ; Antoine et al. 2013) et l'acquisition de chronique de MES haute fréquence (30 min à 1 heure) grâce à la mesure par turbidité (Figure 21). Ces chroniques haute fréquence permettent d'estimer les flux événementiels (chasse, crue, laves torrentielles) avec une grande précision (Arnaud et al. 2013).

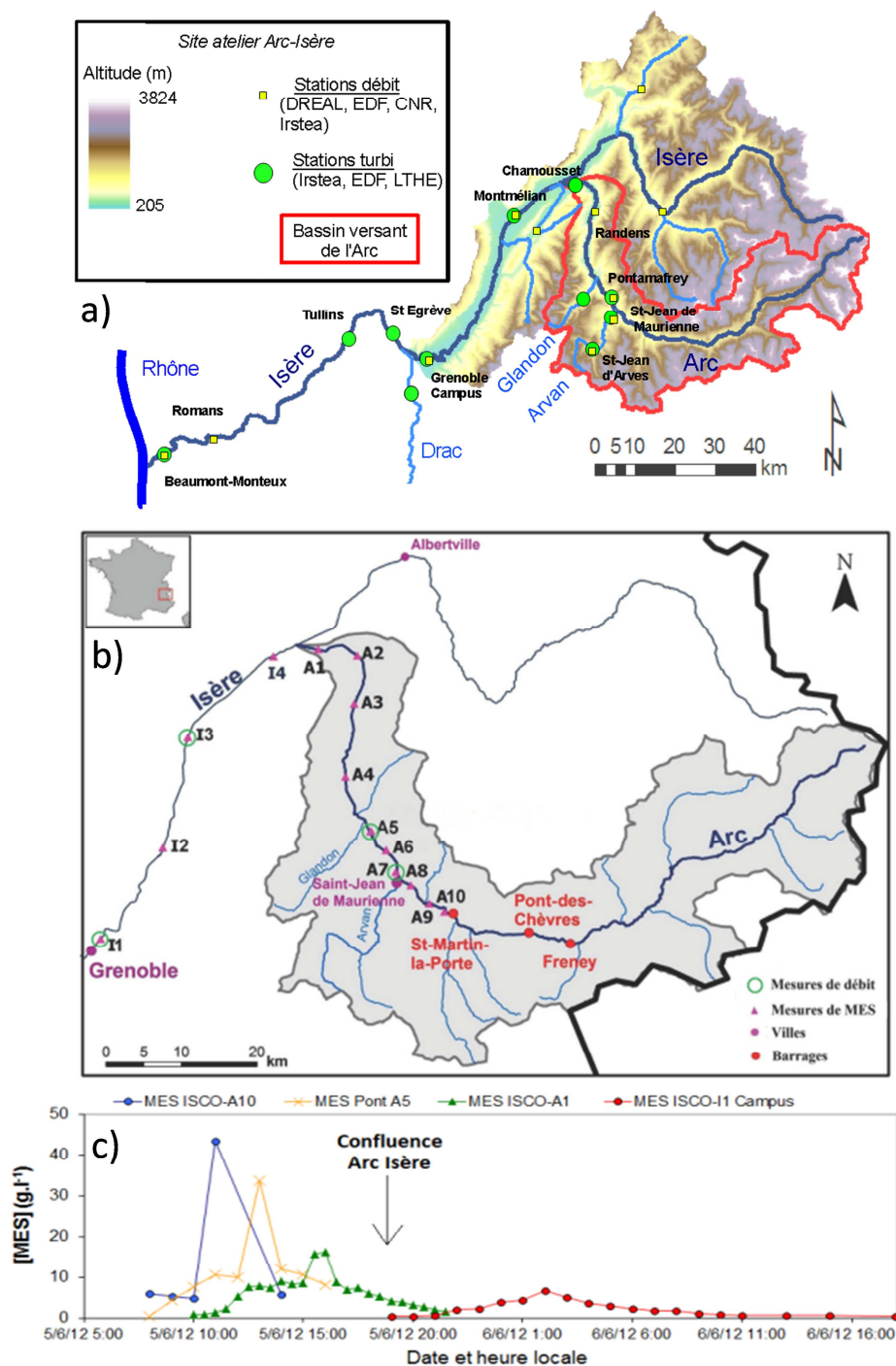


Figure 20 : a) Carte du site Arc-Isère avec les stations hydrosédimentaires (illustration IRSTEA) b) points de prélèvement pendant les chasses hydrauliques c) exemple du transfert des MES au cours de la chasse hydraulique de l'Arc du 6 juin 2012 (d'après Dutordoir 2014)

La figure 21 présente une de ces chroniques (période 2006-2008) à la station Isère campus à Grenoble où l'on peut mettre en évidence deux catégories de crues naturelles : i) fusion nivale au printemps et ii) consécutives à des orages estivaux. Les concentrations maximales atteintes au cours de ces événements non exceptionnels sont de 8,5 et 16 g L⁻¹ (Figure 22a). Ces niveaux de concentrations apparaissent significativement plus importants que ceux mesurés pendant les chasses hydrauliques de 2006 et 2007 (comprises entre 3 et 7,5 g L⁻¹). On aurait effectivement pu s'attendre à atteindre des valeurs extrêmes au cours de cette opération de maintenance par rapport au fonctionnement hydrologique naturel (Figure 22b). Ces chasses hydrauliques ont un débit de fonctionnement assez homogène d'une année sur l'autre de 120 à 160 m³ s⁻¹ sur l'Arc pour transporter efficacement les sédiments vers l'aval (Antoine et al. 2013). Cependant le transport des MES est très variable d'une année sur l'autre avec la présence de secteurs de dépôt et/ou de reprise de sédiments dans le tronçon aval jusqu'à Grenoble (Figure 23). Cette variabilité de l'effet des chasses hydrauliques sur le transport de MES est en partie expliquée par l'historique de crues précédant les chasses hydrauliques et l'effet mémoire des dépôts de sédiments dans le tronçon (Antoine et al. 2013 ; Némery et al. 2013) mais également par les propriétés de vitesses de chutes de particules (Wendeling et al. 2015).

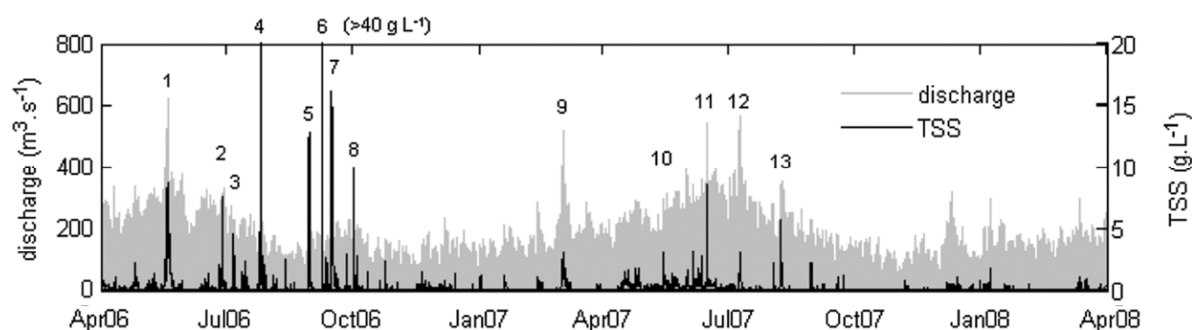


Figure 21 : Chroniques de débit et de MES haute fréquence mesurées à la station campus de Grenoble sur la période avril 2006-avril 2008 (1-13 : événements hydrologiques dont événements remarquables 1 = crue de fusion nivale ; 2 et 10 = chasses hydrauliques ; 4 et 6 = laves torrentielles ; 5 = crue d'orage estival ; d'après Némery et al. 2013)

La contribution annuelle de ces événements de chasses hydrauliques au flux de MES reste limitée (< 3 %). En effet une seule crue naturelle de fusion nivale comme celle du 19 Mai 2006 par exemple (typique d'une lente fonte du manteau neigeux avec des faibles cumuls de précipitation) est responsable de 20 % du flux annuel de sédiments (Némery et al. 2013). Sur ces bassins de montagne on observe également des événements particuliers telles les laves torrentielles qui sont dues à des pluies très concentrées et localisées sur des petites unités de bassin versant aux sols très dégradés (Berger et al. 2011 ; Navratil et al. 2013). Ces événements sont remarquables en termes de concentrations maximales (Figure 21, événements 4 et 6). Sur l'Isère au cours de la période 2006 à 2008 deux laves torrentielles se sont produites avec des pics de concentrations > 40 g L⁻¹ enregistrés à la station Isère campus à Grenoble. La contribution de ces deux laves torrentielles au flux annuel de sédiments est 5 fois supérieure à celle des chasses hydrauliques. Ces laves torrentielles, qui se forment quelques 100 km en amont de Grenoble sur des torrents affluents de l'Arc, sont aussi visibles sur les enregistrements turbidimétriques jusqu'au Rhône à Cruas, 40 km en aval de la confluence entre l'Isère et le Rhône (Comm pers Poirel et al. 2015).

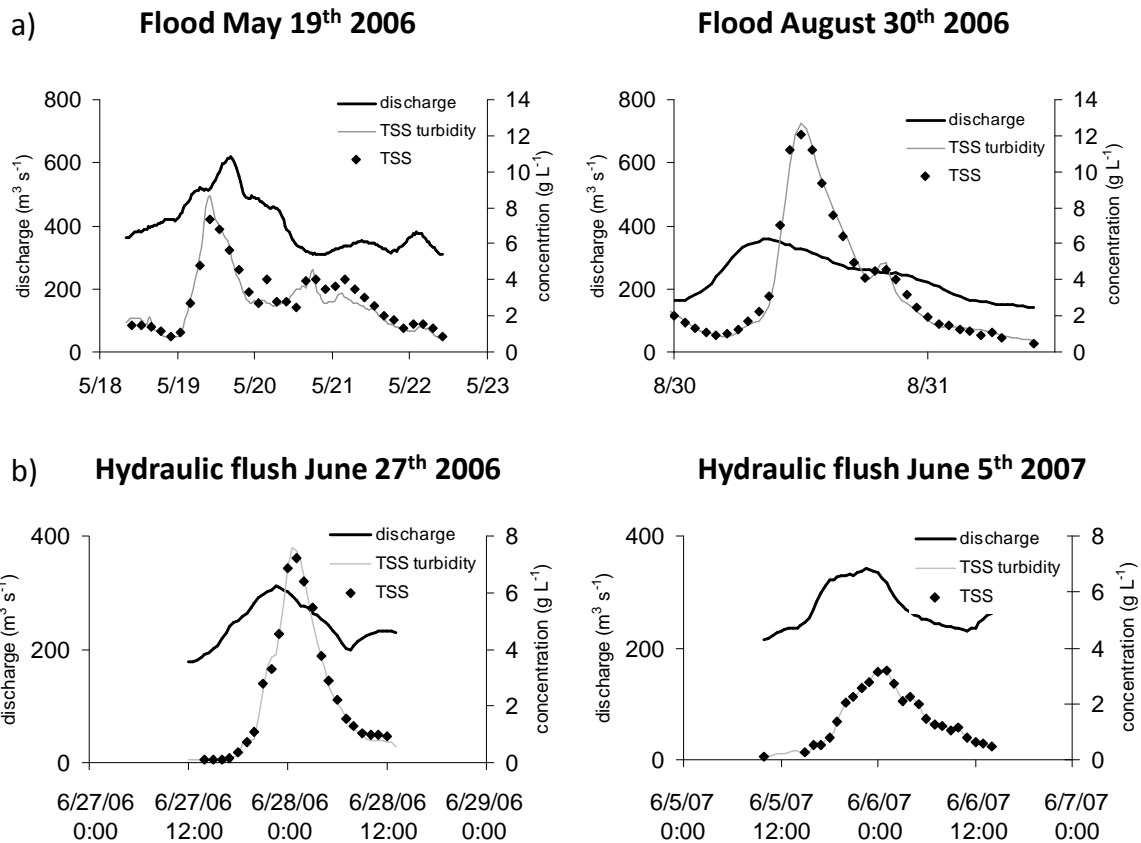


Figure 22 : Evolution du débit et des MES au cours de a) deux événements de crues naturelles mesurés en 2006 et b) deux chasses hydrauliques mesurées à la station campus Isère en 2006 et 2007

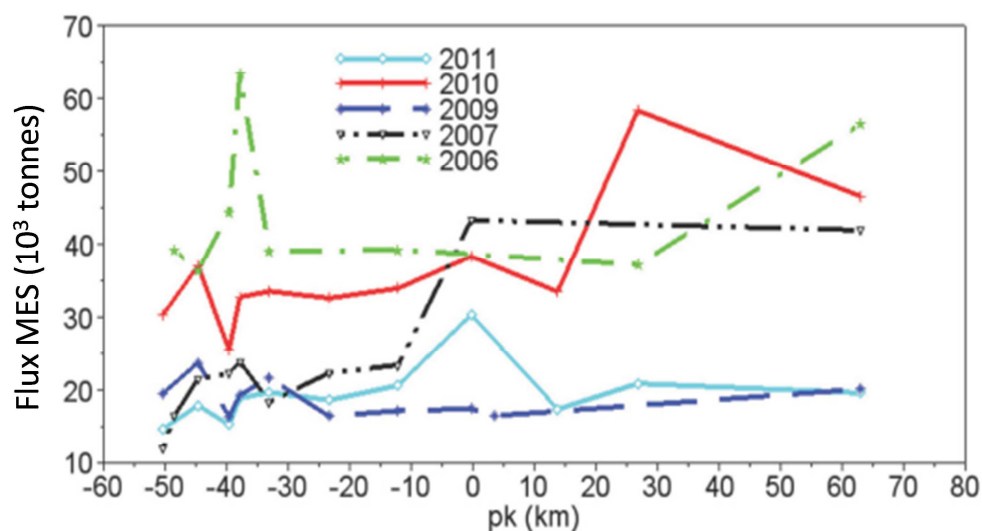


Figure 23 : Evolution des flux de MES au cours de plusieurs chasses hydrauliques (2006 à 2011) sur le tronçon Arc-Isère (PK 0 = confluence Arc Isère, d'après Antoine et al. 2013)

Dans le contexte de ce bassin versant de montagne, ces analyses détaillées de la dynamique sédimentaire permettent de relativiser l'impact des opérations de chasses hydrauliques au regard du fonctionnement hydrosédimentaire naturel de l'Isère. Dans ce cas, on peut conclure que l'effet des

chasses hydrauliques est limité en termes de concentrations maximales annuelles et de flux. En revanche, sur d'autres bassins versants de plaine par exemple, ces chasses sont des événements extrêmes et perturbants pour l'écosystème aquatique, la problématique des contaminants particuliers pouvant s'ajouter (Espa et al. 2013).

Dans un autre registre, le caractère exceptionnel du transport de MES dans le cas du bassin de l'Isère interpelle d'autres acteurs opérationnels du bassin comme la communauté urbaine de Grenoble (Grenoble Alpes Métropole) qui s'occupe de la gestion des eaux usées et pluviales dans l'agglomération (environ 500 000 habitants). Le travail de thèse de Solène Dutordoir, mené en collaboration avec la Grenoble Alpes Métropole, a permis notamment de mettre en évidence l'effet très limité des rejets de MES de la station d'épuration de Grenoble et surtout des déversements d'eaux unitaires en temps de pluie pour lesquels la réglementation DCE est drastique (Figure 24). Ce résultat, évidemment rassurant pour les gestionnaires, s'explique par le transport sédimentaire particulièrement dynamique dans ce bassin versant.

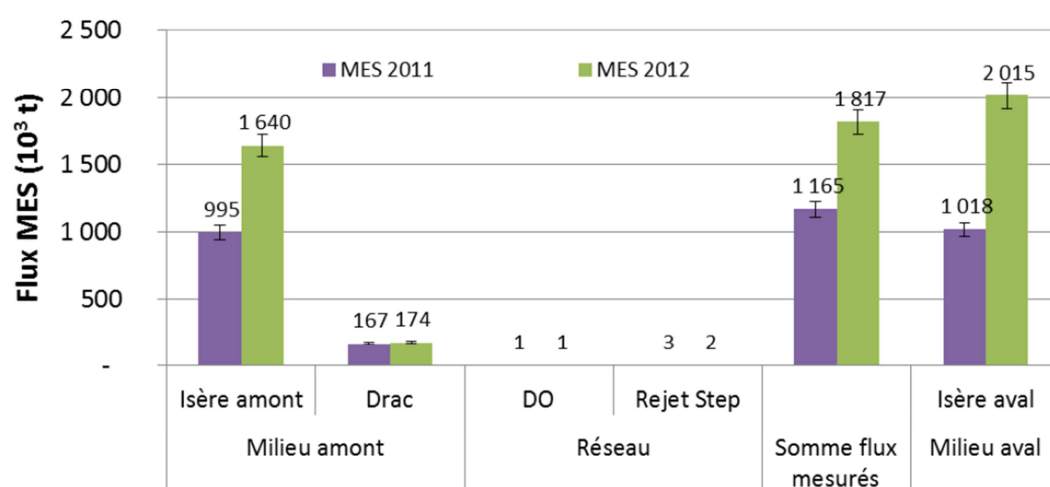


Figure 24 : Comparaison des flux annuels de MES transités dans le milieu récepteur (Isère et Drac) et rejetés par le réseau d'assainissement de l'agglomération grenobloise (DO = Déversoir d'orage et STEP = station d'épuration) (d'après Dutordoir 2014)

3.1.3 Où, quand et comment bien mesurer les MES dans les bassins versants ?

Comme indiqué dans les paragraphes précédents, toute notre approche de l'étude de la dynamique des MES dans les bassins versants de montagne est basée sur l'analyse des bases de données haute fréquence acquise par les turbidimètres *in situ*. On a vu précédemment la richesse de ces bases de données pour l'analyse des processus ou encore les estimations de bilans sédimentaires. Ces turbidimètres qui ont été déployés sur les bassins des Alpes françaises, au Mexique et plus récemment sur nos bassins en Ardèche dans le cadre du réseau de bassin versant (RBV) nécessitent un suivi rigoureux et un certain effort de terrain. Aussi nous avons désormais un bon recul sur leur utilisation et nous proposons de résumer ici dans ce paragraphe notre retour d'expérience (voir aussi Némery et al. 2010).

3.1.3.1 Les turbidimètres et leur calibration

Il existe une littérature fournie sur l'utilisation des turbidimètres, regroupés sous le terme anglo-saxon Optical Backscatters Sensors (OBS) (Downing, 2006). Le principe de mesure repose sur la rétrodiffusion par les MES d'une source lumineuse émise par le capteur. La forte sensibilité de la réponse aux types de sédiments et à leur granulométrie rend indispensable la calibration. Ce point est particulièrement critique en rivière où la variété des types de sédiments est très étendue. Cette étape est généralement réalisée *in situ* par le couplage du turbidimètre avec un limnimètre et un

prélèvement manuel ou automatique. Dans ce dernier cas, l'asservissement du préleveur automatique peut se faire soit sur la mesure des hauteurs d'eau, soit sur la mesure de turbidité. Une courbe de calibration MES/turbidité est alors obtenue (figure 25).

Au vue des concentrations très élevées rencontrées dans les rivières étudiées (de quelques grammes à plus d'une centaine de grammes par litre), notre choix s'est tourné vers des capteurs à haute gamme de concentrations. Les capteurs Hach Lange SSC 50 g L⁻¹ et WTW Visolid 700 IQ sensor 1000 g L⁻¹ ont été testés et sont utilisés en routine sur nos sites. Pour les sites français, l'acquisition des données est réalisée à un pas de temps défini (10 à 30 minutes sur nos sites) à partir d'une centrale d'acquisition Campbell (CR 1000). La centrale contrôle le déclenchement des préleveurs automatiques (ici de type ISCO 3700, Teledyne) pour des valeurs définies de seuil de turbidité. Pour le site mexicain, un opérateur riverain a effectué un prélèvement manuel à heure fixe deux à trois fois par jour. Les turbidimètres utilisés sont munis d'un nettoyage automatique (balai essuie-glace dans le cas du capteur Hach Lange et ultrason dans le cas du WTW) qui assure la propreté de la vitre de visée optique. Cependant des encrassements particuliers tels la précipitation de calcite, l'envasement, l'obstruction par des débris flottants, le développement d'algues ou encore le passage répété de macroinvertébrés devant la fenêtre de visée, nécessitent un contrôle régulier sur le terrain.

La calibration du turbidimètre est un point essentiel. Les sondes du marché sont généralement calibrées à l'aide d'un matériau homogène (de la silice SiO₂ par exemple). Les données sont éventuellement convertibles en gMES L⁻¹ par une calibration « constructeur ». Au vu de la diversité des particules (forme, densité, couleur, granulométrie) qui transitent dans les rivières, il est rare que la valeur « constructeur » soit adaptée. D'où la nécessité de calibrer *in situ* la sonde pour chaque site de mesure. On peut citer le contre-exemple du site de l'Isère où la calibration « constructeur » est très acceptable (variation de 10 %, Figure 25b). Ceci s'explique par la faible variation granulométrique des MES transportées par l'Isère (d50 entre 21 et 27 µm sur un événement de crue, Mano 2008) et par la bonne circulation de l'eau devant le capteur. Idéalement la calibration est réalisée sur l'ensemble de la gamme de concentrations rencontrées sur le site de mesure. Ceci n'est pas sans poser quelques difficultés quant à l'échantillonnage anticipé des pics de MES. Sur le site mexicain, le prélèvement manuel par un opérateur riverain n'a pas permis de récolter beaucoup d'échantillons pour des fortes valeurs de concentration (Figure 25c). La dispersion observée sur les valeurs > 2 g L⁻¹ peut être expliquée par un prélèvement asynchrone lié à des approximations dans l'heure de prélèvement par l'opérateur. Ce point est à souligner car la construction de la courbe MES/turbidité nécessite un phasage temporel précis entre la mesure turbidimétrique et la mesure *in situ* surtout sur des bassins très réactifs comme ceux étudiés. Le recours à l'asservissement et à l'automatisation des prélèvements permet de s'affranchir de ce type de biais et assure une calibration des turbidimètres sur une gamme très étendue de concentration.

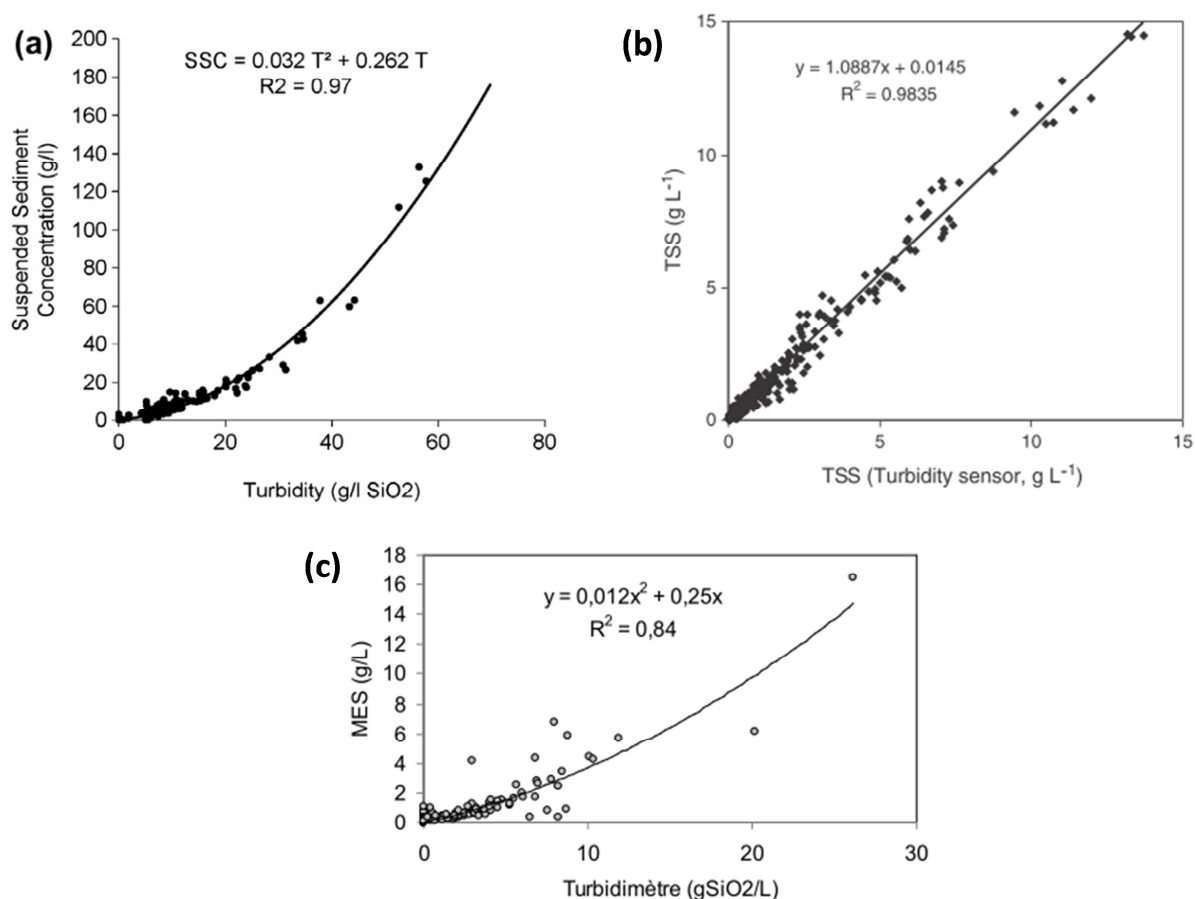


Figure 25 : Courbes de calibration réalisées a) sur le Galabre, bassin de Bléone (capteur WTW Visolid 1000 g L⁻¹ d'après Navratil et al. 2011) b) sur l'Isère (capteur Hach Lange 0-50 g L⁻¹ d'après Némery et al. 2013) c) sur le Rio Grande au Mexique (capteur WTW Visolid 1000 g L⁻¹ d'après Duvert et al. 2011)

Sur chacun des sites, nous avons pu estimer des courbes de calibrations pertinentes pour la majeure partie des événements de crue observés (Figure 25). Cependant, il faut noter que pour quelques événements hydrologiques particuliers (crues d'orage, laves torrentielles), ces courbes de calibration globales n'étaient pas satisfaisantes. Il a alors été nécessaire de calibrer la sonde individuellement pour ces événements. Cette dispersion par rapport à la courbe de calibration globale peut s'expliquer par le fait que lors des crues d'orage ou de laves torrentielles, les sédiments transportés sont souvent de nature très différente selon la localisation des précipitations. Ces observations montrent ainsi la nécessité d'assurer des prélèvements en continu sur les bassins de montagne de petite et de moyenne taille, même lorsqu'une courbe de calibration fiable a pu être établie.

Une analyse détaillée des composantes de l'incertitude liée à la mesure par turbidité (type de turbidimètre, fréquence d'acquisition, fluctuation du signal de turbidité, représentativité du point de prélèvement, échantillonnage et analyse des MES en laboratoire) montre que l'erreur moyenne sur l'estimation de la concentration en MES peut fluctuer entre < 10 % et 20 % (Navratil et al. 2011). Cette dispersion autour de la relation MES/turbidité pourra alors être utilisée pour l'évaluation de l'incertitude des flux de MES.

3.1.3.2 Représentativité d'échantillonnage

La position du capteur est un point important à considérer au moment de l'implantation du turbidimètre. La mesure est réalisée en un point fixe de la section de rivière. Ce point est considéré comme représentatif de la section. Il est donc préférable de choisir une section stable dans le temps, ce qui est difficile dans les rivières en tresse où des déplacements du point de mesure sont souvent

nécessaires pour maintenir le capteur en eau courante (cas de la Bléone). La crépine du préleveur automatique et le turbidimètre sont placés côte à côte pour minimiser les sources d'erreur liées à la possible hétérogénéité des MES au niveau de la section de contrôle. Il apparaît essentiel de choisir le site de manière à éviter les zones de fort gradient de concentration latérale (méandres, confluences) ou verticale (zone d'influence hydraulique en amont de barrages). Idéalement, un test de la distribution des concentrations en MES dans la section peut s'avérer rassurant pour valider un site de mesure (Figure 26). Dans le cas présenté, la section de l'Isère à Grenoble a été échantillonnée toutes les heures lors d'un événement de crue en trois points de surface (manuellement au seau) et un point en profondeur (à la position du préleveur automatique). Le résultat met en évidence une bonne homogénéité des concentrations des MES dans la section (variation < 10 % en moyenne entre les points les plus éloignés, Mano 2008) et valide le site de mesure. Cette expérience assez lourde (en temps et en personnel) a pu être réalisée grâce à l'anticipation de la connaissance de l'événement de crue (ici une chasse hydraulique planifiée des retenues hydroélectriques EDF de l'Arc en amont de Grenoble). A défaut, l'inversion du signal acoustique retro-diffusé d'un ADCP (utilisé en rivière pour les mesures de débits) constitue une bonne alternative pour l'estimation de la variabilité des concentrations en section de rivière (Moore et al. 2013).

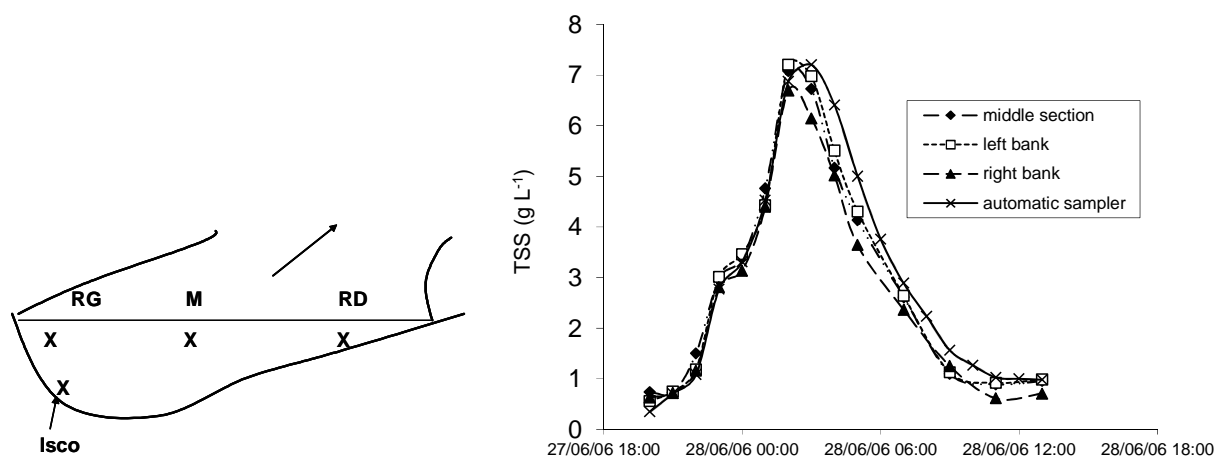


Figure 26 : Echantillonnage *in situ* de la section de l'Isère à Grenoble (RD : rive droite, M : milieu, RG : rive gauche et préleveur Isco : fond) lors d'une chasse annuelle d'entretien des retenues hydroélectriques EDF de l'Arc (d'après Mano 2008 ; Némery et al. 2010)

3.1.3.3 Calcul de flux, incertitudes et fréquence d'échantillonnage

Une fois la calibration de la sonde de turbidité réalisée, il est possible d'utiliser les chroniques de mesure en continu en MES pour le calcul des flux annuels ou à l'évènement. Le calcul se fera par le cumul des flux instantanés obtenus par multiplication de la concentration en MES déduite de la courbe MES/turbidité par le débit instantané :

$$F = K \sum_i Q_i \cdot C_i \quad (\text{Eq 2})$$

où F est le flux cumulé sur la période considérée (année ou crue), C_i est la concentration en MES (g L^{-1}), Q_i est le débit ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), i est l'indice du pas de temps (10 à 30 minutes classiquement sur nos sites), K est un facteur de conversion d'unité de temps.

Cette approche du calcul du flux a été menée sur l'ensemble de nos sites d'études (Mano et al. 2009 ; Duvert et al 2010 ; Navratil et al. 2012 ; Némery et al. 2013). L'incertitude associée à ce mode de calcul a pu être appréhendée par la qualité de la relation MES/turbidité établie sur le site étudié. La fourchette d'incertitude du flux annuel de MES peut varier de quelques pourcents (cas de l'Isère où la relation MES/turbidité est d'excellente qualité) jusqu'à 30 % (cas du bassin de Cointzio où la dispersion de la relation MES/turbidité est plus forte). Ici on fait souvent abstraction de l'incertitude

liée à l'estimation du débit au travers de la qualité de la relation hauteur d'eau/débit. Nous avons pu montrer que celle-ci avait une influence mineure sur l'incertitude liée au calcul de flux de MES dans le cas de l'Isère. Une incertitude hypothétique de 30 % sur l'estimation du débit dégrade de quelques pourcents à peine l'incertitude du flux annuel de MES (Arnaud et al. 2013).

Plusieurs auteurs se sont intéressés à l'influence de la fréquence d'échantillonnage sur l'estimation des flux annuels de MES (Phillips et al. 1999; Coynel et al. 2004; Moatar et al. 2006; Moatar et al. 2007). Les bases de données haute fréquence en MES présentent l'intérêt de pouvoir tester différents scénarios de fréquence d'échantillonnage (par exemple mensuelle ou bi mensuelle simulant la fréquence d'échantillonnage des suivis de l'Agence de l'Eau en France) pour en déduire les incertitudes associées.

Dans sa thèse Vincent Mano a testé plusieurs méthodes de calcul des flux annuels de MES à partir d'un suivi discret selon 12 scénarios (de 1 heure à 30 jours) tirés aléatoirement dans la base de données haute fréquence. Les flux résultants comparés au flux de référence estimé à partir de la base de données haute fréquence permettent d'estimer l'erreur associée à chaque scénario (Figure 27). Sur l'exemple présenté, il a été déterminé qu'un échantillonnage instantané sub-journalier à journalier est nécessaire pour un calcul fiable à plus ou moins 20 % des flux de MES sur l'Isère. On voit également que les stratégies de monitoring de l'Agence de l'Eau ne sont pas adaptées dans le cas du bassin de l'Isère. Elles génèrent une erreur jusqu'à 200 % pour une fréquence bi-mensuelle. Cette conclusion peut être généralisée aux bassins versants alpins étudiés de plus petite taille et indique que dans ces bassins versants de montagne, le suivi par turbidité est recommandé pour une bonne estimation des flux de MES.

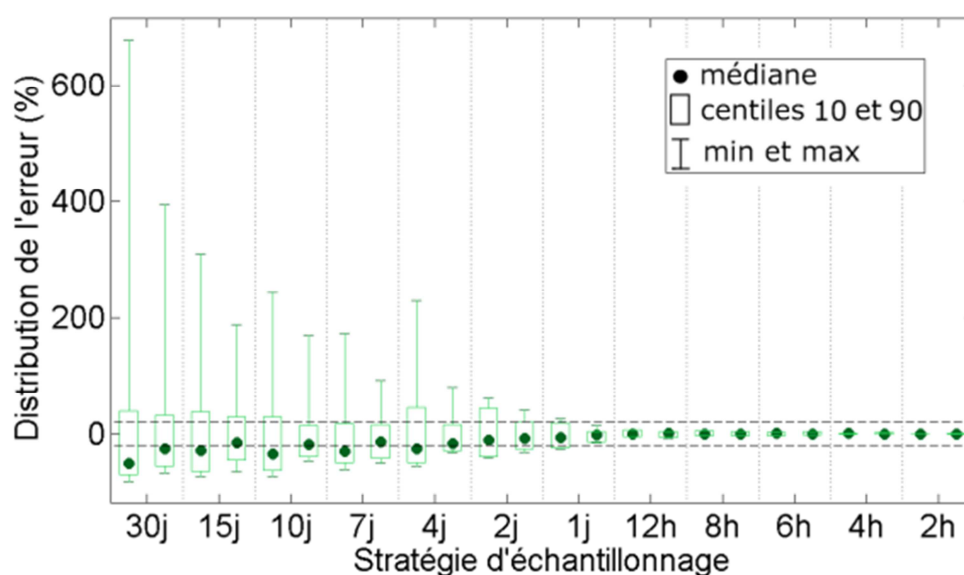


Figure 27 : Distribution statistique de l'erreur sur les flux annuels estimés par des simulations de sous-échantillonnages de la base de données haute fréquence de l'Isère. Les lignes pointillées représentent la limite d'erreur $\pm 20\%$ (d'après Mano et al. 2008)

Cette méthodologie a été transposée sur le bassin versant mexicain où l'on possède également des chroniques MES haute fréquence (Duvert et al. 2011). Les résultats obtenus ont été complétés par des données obtenues sur les Pyrénées Françaises (bassin de la Garonne) où la même approche a été mise en place par Coynel et al. 2004. Il en résulte une figure applicable pour les bassins versants de montagne qui permet d'optimiser une stratégie d'échantillonnage en fonction de la surface du bassin versant (Figure 28). On voit que pour les bassins de taille 1-100 km² la mesure en continu à haute fréquence apparaît inévitable, au risque d'induire des erreurs considérables. Comme nous l'avons vu

précédemment, les flux de MES dans les petits bassins versants mexicains sont concentrés en fin de journée pendant la saison des pluies et une mauvaise heure de prélèvement peut entraîner des fortes incertitudes (Figure 29). Ces tests méthodologiques ont notamment été réalisés dans le but de définir une stratégie d'échantillonnage optimisée et réaliste pour le monitoring des rivières par les communautés riveraines au Mexique (Duvert et al. 2011). Pour des bassins de taille 100-1000 km², l'effort à fournir reste important avec une mesure au moins toutes les 12 heures. Plus la taille du bassin versant augmente et moins l'effet d'une basse fréquence d'échantillonnage est prononcé (Moatar et al. 2006).

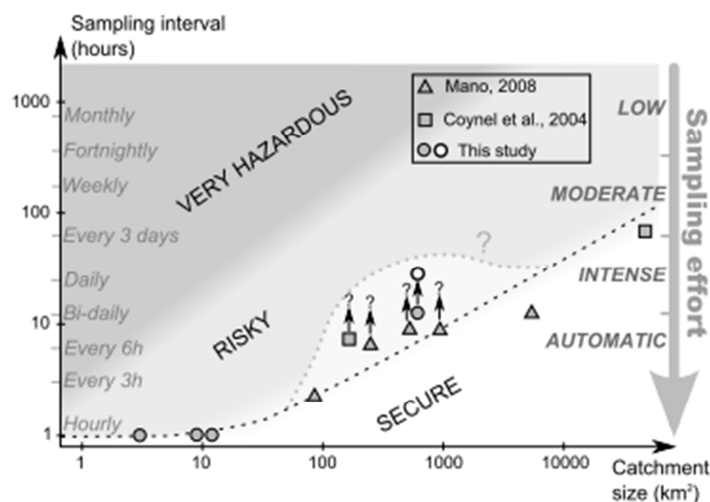


Figure 28 : Stratégie d'échantillonnage pour minimiser l'erreur sur l'estimation du flux de MES en fonction de la taille du bassin versant. Synthèse des données des bassins mexicains, des bassins dans les Alpes et des bassins dans les Pyrénées. La zone en blanc « secure » indique une estimation du flux avec une incertitude maximum de $\pm 20\%$. Le dégradé de gris au-dessus de la courbe pointillée signifie une augmentation de l'incertitude (d'après Duvert et al. 2011).

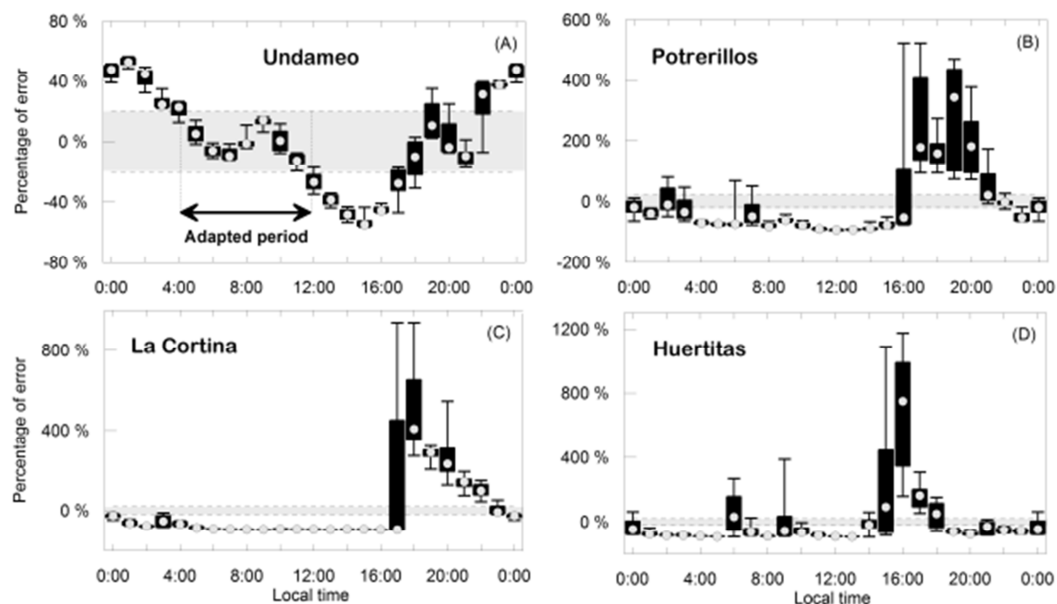


Figure 29 : Estimation du pourcentage de l'erreur sur le flux annuel de MES en fonction de l'heure du prélèvement pris en compte pour le calcul de flux. Le niveau 0% correspond au calcul de flux réalisé à partir de la base de données haute fréquence (d'après Duvert et al. 2011).

Ce premier chapitre a montré que nous avons désormais une meilleure connaissance des dynamiques de transfert et de l'identification des sources de MES dans les bassins versants de montagne. Trois caractéristiques ressortent de l'étude de ces bassins versant de montagne i) les concentrations en MES sont extrêmes et atteignent aisément des valeurs $> 10 \text{ g L}^{-1}$ ii) les modes de transports sont très intenses et épisodiques iii) les flux spécifiques résultants sont parmi les plus importants à l'échelle globale ($> 365 \text{ t km}^{-2} \text{ an}^{-1}$). Reste que l'ensemble de ces processus doit être intégré dans des outils de modélisation du transfert des sédiments opérationnels pour répondre au mieux aux questions des enjeux de la gestion sédimentaire dans les bassins versants (prévision des événements de transport solide pour une gestion optimisée des ouvrages hydroélectriques par exemple). En particulier, la connectivité des zones sources aux zones de transfert demeure difficile à modéliser (Bracken et al. 2015). Il reste bon nombre de verrous scientifiques à lever sur cette question de la connectivité qui sera notamment au cœur de l'action Cost ES1306 Connecting European Connectivity Research et des recherches de certains membres de l'équipe Hydrimz (HDR Legout 2015). Moyennant un effort de suivi de terrain et d'analyse de données, nous avons vu que les turbidimètres apportent une vraie plus-value dans la compréhension des dynamiques sédimentaires dans les bassins versants de montagne. Ce choix métrologique s'est imposé dans le bassin du Rhône dans le cadre du monitoring mis en place sur l'Observatoire des Sédiments du Rhône pour les suivis des MES mais également de contaminants associés tels les PCB ou le mercure (Launay 2014). Nous verrons dans le chapitre suivant l'intérêt des suivis turbidimétriques pour l'estimation des flux d'éléments biogènes particuliers.

3.2 Dynamique C, N, P dans les bassins versants et eutrophisation

Les activités humaines ont profondément modifié les cycles des éléments biogènes dans les écosystèmes aquatiques (Mutema et al. 2015). On parle d'ouverture ou de déséquilibre des cycles C, N et P avec l'introduction de sources anthropiques urbaines (sources ponctuelles) et agricoles (sources diffuses). Les sources ponctuelles issues des eaux usées domestiques sont chargées en azote (essentiellement en ammonium), en phosphore (polyphosphates des lessives et rejets physiologiques) et en matière organique (carbone organique). Ces apports ponctuels, s'ils ne sont pas traités, augmentent les concentrations dissoutes dans le milieu aquatique récepteur (cas de l'ammonium ou des orthophosphates) mais peuvent aussi faire augmenter les concentrations particulières via l'adsorption (cas du phosphore) (Owens and Walling 2002). Les apports diffus issus de l'érosion et du lessivage des sols agricoles sont sources d'azote (essentiellement des nitrates), de phosphore (essentiellement particulaire) et de carbone organique (Haygarth et al. 2013 ; Billen et al. 2013 ; Van Oost et al. 2007). La dynamique sédimentaire dans les rivières joue un rôle majeur dans le transport et la régulation des concentrations dissoutes des éléments biogènes au travers des processus d'adsorption/désorption. Les dysfonctionnements et les impacts induits par les excès de C, N, P sont nombreux tels la toxicité des nitrates, l'asphyxie due à la nitrification de l'ammonium et à la minéralisation du carbone organique ou encore l'eutrophisation.

Depuis une cinquantaine d'années, l'eutrophisation est devenue un problème environnemental et économique majeur pour les eaux continentales et côtières (Smith et al, 2003 ; Dodds et al, 2006, Hilton et al, 2006). Depuis les premiers travaux fondateurs de Wollenweider en 1968, la communauté scientifique se mobilise pour mieux comprendre les mécanismes d'apparition et de limitation de l'eutrophisation. L'eutrophisation est le résultat d'un excès de nutriments (N et P) qui proviennent des sources ponctuelles et diffuses (Smith and Schindler 2009). Ces excès de nutriments conduisent au développement massif d'algues, notamment des algues vertes (Chlorophycées) mais aussi des algues toxiques et indésirables (Cyanobactéries, Dinoflagellés). Cette production de biomasse algale provoque des désoxygénations de la colonne d'eau due à la minéralisation de la matière organique accumulée.

La remédiation de l'eutrophisation passe par le contrôle des apports en N et surtout en P, identifié comme le principal facteur limitant du développement algal dans les eaux continentales (Conley et al. 2009). Aussi, dans les pays industrialisés d'Europe ou d'Amérique du Nord les efforts se sont concentrés sur la collecte et le traitement des eaux usées depuis les années 1980 afin de réduire les apports ponctuels de N et de P aux grands hydrosystèmes (Van Drecht et al. 2009 ; Hale et al. 2015). La généralisation du traitement de l'azote et du phosphore en station d'épuration et l'interdiction progressive des polyphosphates dans les lessives a permis de réduire les flux dans les grands bassins versants européens (Minaudo et al. 2015 ; Billen et al. 2007 ; Howden et al. 2010). Si les apports ponctuels en N et P ont été fortement réduits, des apparitions de bloom algaux sont encore notables dans certains hydrosystèmes comme celui de la Seine ou de la Loire (Minaudo 2015 ; Aïssa-Grouz 2015). De plus, une nouvelle menace pèse sur les grands hydrosystèmes avec la baisse des débits et l'augmentation des températures des eaux comme le prédisent plusieurs scénarios de réchauffement climatique (Whitehead et al. 2009). Aussi, les apports diffus sont actuellement considérés comme une source préoccupante de nutriments pour les bassins versants des pays industrialisés (Grizzetti et al. 2012).

Le transfert des nutriments depuis les zones agricoles dépend des processus hydrologiques et érosifs, en particulier le phosphore qui a une forte affinité pour les particules (Perks et al. 2015). Malgré la mobilisation de la communauté scientifique depuis une quinzaine d'année, notamment en Europe au travers des actions COST 832 « Quantifying the Agricultural Contribution to Eutrophication » (Chardon and Schoumans 2002) et COST 836 « Mitigation options for nutrient reduction in surface water and groundwaters » (Schoumans et al. 2014), le problème des sources diffuses d'origine agricole reste d'actualité. Les mécanismes de transfert du phosphore d'origine agricole font toujours l'objet d'études pour identifier le rôle de l'hydrologie sur les modes de transport (Dupas et al.

2015b). Plusieurs travaux récents en France ont estimé les stocks de phosphore dans les sols agricoles afin d'en évaluer le rôle eutrophisant pour les milieux aquatiques (Senthikumar et al. 2012 ; Delmas et al. 2015).

Cette situation décrite pour les pays industrialisés est très différente dans les pays émergents, en particulier ceux de la frange tropicale. En effet, de nombreux pays émergents en zone tropicale doivent faire face à des problèmes de qualité des eaux de surface, principalement liés à une urbanisation et au développement d'une agriculture intensive (Le et al. 2015). Le développement des réseaux d'assainissement des grandes villes n'accompagne pas suffisamment l'accroissement de population (Trinh et al. 2012). En conséquence, les eaux usées domestiques sont rejetées sans traitement dans le milieu aquatique récepteur, provoquant de fortes pollutions organiques et nutritives. Parallèlement à la croissance urbaine, la mutation des pratiques agricoles nécessite l'apport croissant de fertilisants souvent associé à des déforestations partiellement contrôlées. Ces modifications d'usage des sols conduisent à des apports croissants de nutriment et de carbone aux eaux de surface et on observe une augmentation des flux aux exutoires des grands bassins versants (par exemple le Mékong en Asie, Li and Bush 2015). De plus, les écosystèmes aquatiques tropicaux présentent certaines particularités climatiques, décrites ci-dessous, qui peuvent favoriser et accélérer l'eutrophisation.

Dans les zones tropicales, les fortes intensités des précipitations induisent des taux d'érosion et des flux de sédiments importants en rivière (Syvitski et al. 2014). La saisonnalité des précipitations avec l'alternance marquée entre la saison sèche et la saison humide influencent le régime hydrologique et le fonctionnement biogéochimique des rivières tropicales (Boulton et al. 2008). Le fonctionnement des réservoirs tropicaux est aussi influencé par la saisonnalité des apports en eau et en sédiments comme nous l'avons vu précédemment sur le cas du réservoir de Cointzio (Némery et al. 2016). Ces systèmes sont très vulnérables à l'eutrophisation, en particulier pendant la saison sèche et chaude prolongée, lorsque les nutriments s'accumulent et que les proliférations d'algues augmentent (Burford et al. 2012). En outre, les températures plus chaudes qui caractérisent les régions tropicales peuvent conduire à des émissions significatives de gaz à effet de serre (CO_2 et CH_4) par minéralisation intense du carbone organique présent dans les rivières et les réservoirs tropicaux (Guérin et al. 2008; Trinh et al. 2009 ; Chanudet et al. 2011). Comme nous l'avons vu dans la première partie, une grande quantité des MES est piégée dans les barrages réservoirs. Ce piégeage s'accompagne des formes particulières du carbone organique et des nutriments qui accroissent le risque d'eutrophisation (Garnier et al. 1999 ; Donohue and Molinos 2009). À l'échelle mondiale, les réservoirs ont été identifiés comme le piège le plus efficace dans les eaux continentales pour les éléments C, N, P, réduisant ainsi les flux pour les écosystèmes aval et pour les zones côtières (Cole et al. 2007; Bosch et Allan 2008; Seitzinger et al. 2010). À l'échelle globale, une étude récente a estimé que 12 % du phosphore total exporté par les rivières étaient piégés dans les quelques 70 000 barrages répertoriés à l'heure actuelle (Maavara et al. 2015). Cette étude alerte aussi sur l'augmentation probable de cette rétention qui ferait suite à la réalisation de projets de grands barrages en Asie et en Amérique du sud sur les grands bassins versants tropicaux du Yangtze, de l'Amazone et du Mékong.

Les flux C, N, P provenant des grands bassins versants anthropisés impactent également les écosystèmes côtiers après leur transit dans les estuaires qui sont le siège d'importantes transformations biogéochimiques (Statham 2012). Par exemple une large proportion du phosphore apporté aux zones côtières est transportée sous forme particulière associée aux MES et peut être désorbée dans l'environnement estuarien (Zhang et al, 2004 ; Némery and Garnier 2007a et b). Les temps de séjour dans les estuaires peuvent varier de quelques mois à 1 an ou plus, permettant la transformation efficace des éléments biogènes (Etcheber et al. 2007). Le rôle des estuaires comme source ou puits de nutriment est donc essentiel pour le contrôle de l'eutrophisation côtière (Cugier et al. 2005).

Nous voyons dans ce bref historique de l'eutrophisation que les apports diffus particuliers, le transfert particulière des éléments C, N, P et leur mobilité dans le réseau hydrographique sont au

cœur des questions scientifiques et opérationnelles. Etant donné l'importance des flux particulaires dans la problématique de la quantification des sources et du devenir des éléments C, N, P dans les bassins versant anthropisés, cette deuxième partie se décline en deux points :

- 1) Comment améliorer l'estimation des flux particulaires associés aux MES ?
- 2) Bilans C, N, P et eutrophisation : vision croisée entre pays industrialisés et pays émergents en zone tropicale

3.2.1 Comment améliorer l'estimation des flux particulaires associés aux MES ?

3.2.1.1 Ce que nous apprennent les relations entre débits, MES et C, N, P particulaires

L'identification des sources et la quantification des flux particulaires C, N, P en rivière sont complexes, étant donnée la forte variabilité des processus hydrologiques responsables du transport, du dépôt, de la remobilisation et des transformations biogéochimiques.

Comme nous l'avons vu pour les MES, les bases de données haute fréquence de concentrations en nutriment et en carbone organique sont aussi rares et traditionnellement opérées par les analyses en laboratoire à faibles résolutions temporelles (mensuelle dans le cas des suivis Agence de l'eau en France). L'échantillonnage discret ne permet pas de capturer les changements rapides de concentrations en rivière liés aux processus hydrologiques et biogéochimiques et entraîne de larges erreurs sur l'estimation des flux (Moatar et al. 2013 ; Lloyd et al. 2015). Depuis une décennie, les nouvelles technologies de mesure en continu des concentrations dissoutes (NO_3^- , PO_4^{3-} , DOC) en rivière se sont développées (analyseur en ligne, spectrophotomètre *in situ*) et permettent aujourd'hui d'étudier la variabilité jusqu'à des échelles temporelles fines infra journalières (Ferrant et al. 2013 ; Bowes et al. 2015 ; Perks et al. 2015). En revanche, le suivi particulaire est plus compliqué puisqu'il est directement lié à la dynamique des MES dont nous avons vu la complexité précédemment. Les contenus en C, N, P des MES présentent des relations intéressantes avec les variables hydrosédimentaires (débit et concentration en MES) qui permettent une première analyse des sources potentielles et des processus de transport en rivière.

Sur le bassin versant de la Seine (voir description Figure 34), nous avons pu mettre en évidence des relations entre le contenu en P des MES et le débit aux exutoires de plusieurs sous bassins versants (Figure 30). Le contenu minimum en P des échantillons pendant les périodes de crue a pu être comparé aux teneurs moyennes en P dans les sols agricoles de ces bassins versants. Dans les bassins agricoles amont (bassins du Grand Morin et de la Marne) ce résultat est interprété comme une contribution majeure de l'érosion des sols agricoles pendant la période de hauts débits qui a pu être exploitée pour la quantification des flux de P diffus particulaire par érosion (Némery and Garnier 2007a). Au contraire, l'augmentation du contenu en P à bas débit indique une contribution plus importante des apports ponctuels par adsorption du P dissous (que l'on retrouve majoritairement dans les rejets de stations d'épuration) sur les MES (figure 31a).

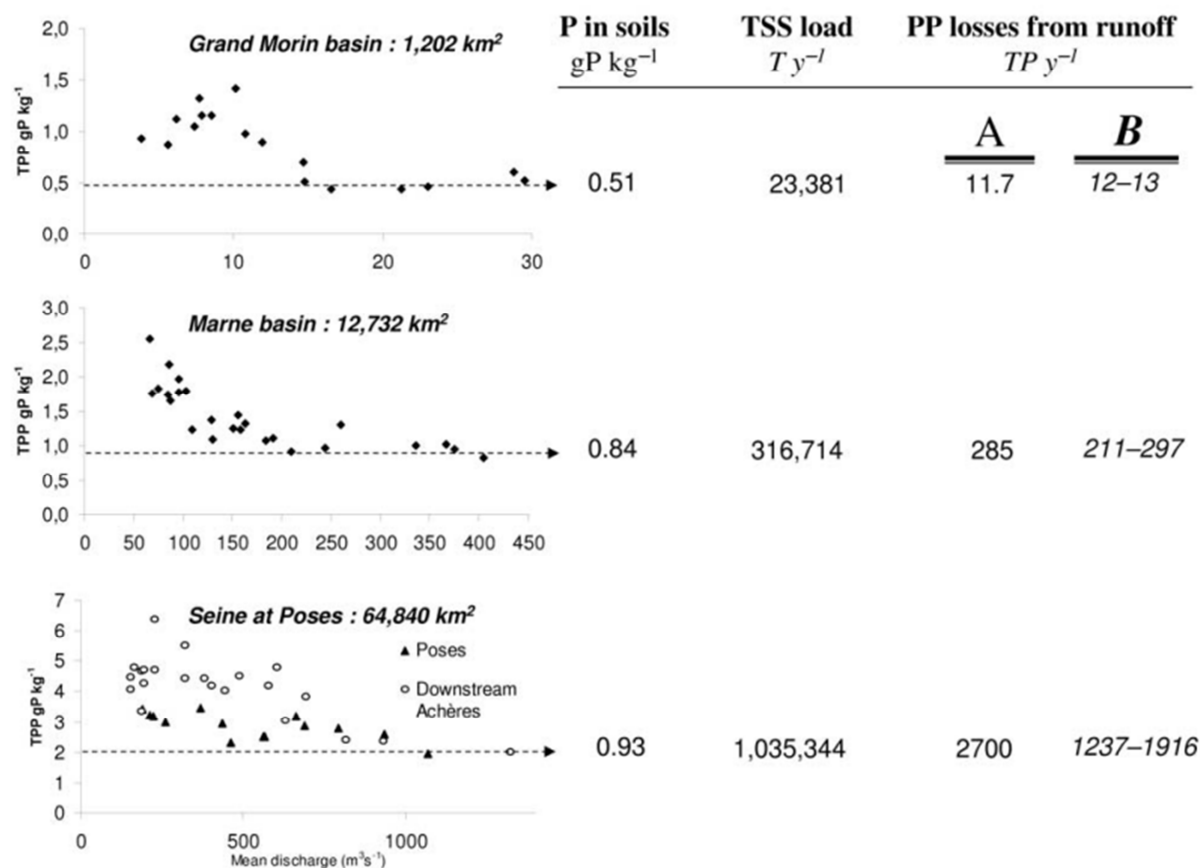


Figure 30 : Relation entre les teneurs en P des MES et les débits aux exutoires du bassin du Grand Morin, du bassin de la Marne et du bassin de la Seine à Poses. Les valeurs minimum en P des MES sont comparées aux teneurs moyennes mesurées dans les sols cultivés des bassins. Les pertes diffuses particulières en P par érosion sont estimées sur la base du produit du flux annuel de MES et la valeur minimum atteinte pendant la période de hautes eaux dans chaque sous bassins versants (d'après Némery and Garnier 2007a).

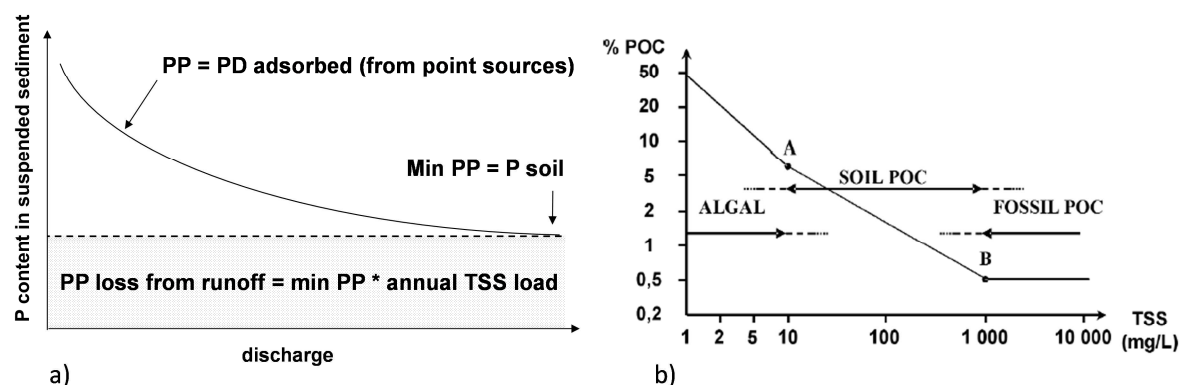


Figure 31 : Interprétation conceptuelle de la relation a) entre le contenu en P des MES et le débit (d'après Némery and Garnier 2007a) et b) entre le contenu en carbone organique des MES (POC %) et la concentration en MES (d'après Meybeck et al. 2005)

La carbone organique particulaire (COP) présente également une relation forte avec les concentrations en MES comme observées dans plusieurs rivières du monde (Figure 31). Conceptuellement, on peut interpréter l'origine et le type de COP des MES pour différents niveaux

de concentrations en MES (Figure 31b). A forte concentration en MES ($> 1 \text{ g L}^{-1}$), on retrouve des valeurs minimum de COP qui signent les zones sources principales de sédiments qui peuvent être très pauvres en carbone organique (carbone fossile des roches sédimentaires par exemple ; Ludwig 2001) et très différentes d'un bassin versant à l'autre. A la Figure 32 on voit que ce pourcentage est plus important dans le bassin du Congo où la forêt tropicale domine (COP minimum = 5%) alors qu'il est de l'ordre de 0,5 % dans les bassins versants montagneux de Taïwan soumis à des très forts taux d'érosion.

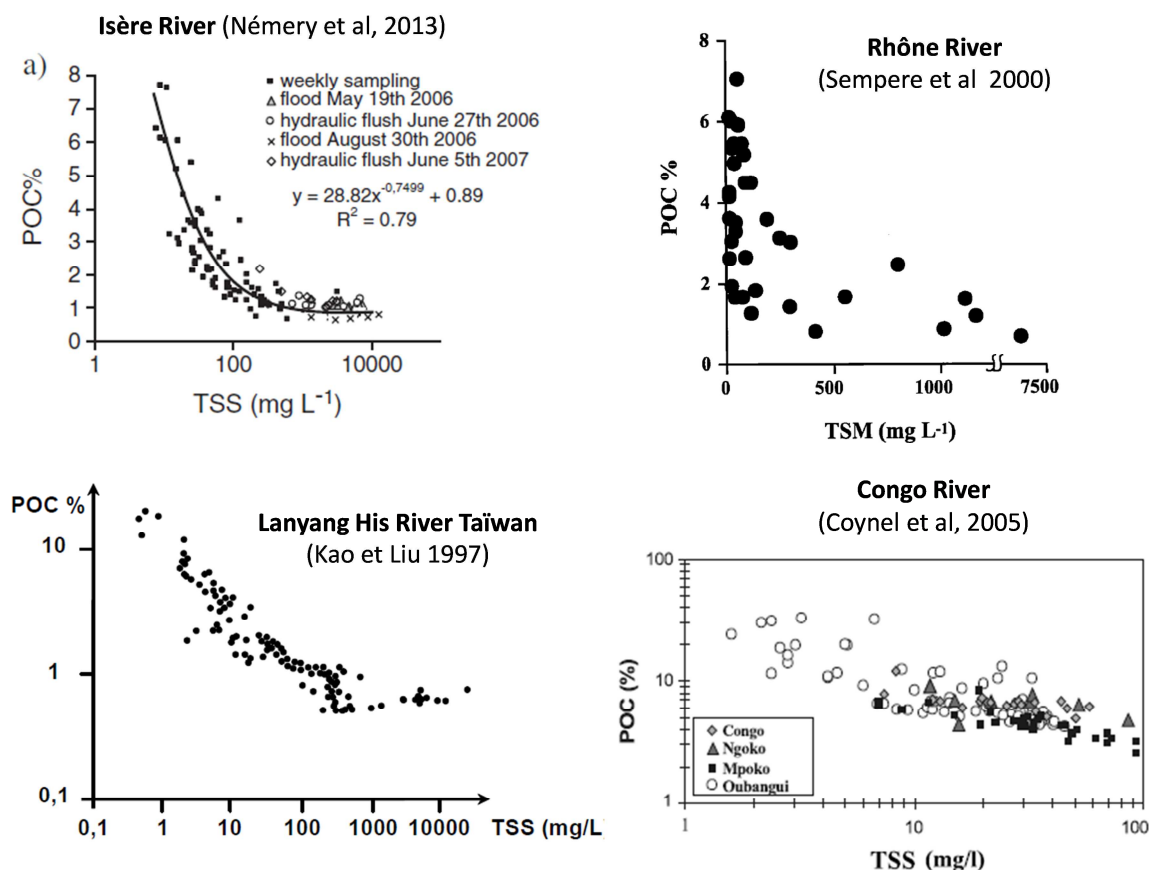


Figure 32 : Relation entre les teneurs en carbone organique particulaire (POC%) et les concentrations en MES dans différentes rivières du monde

Les travaux menés sur l'Isère dans le cadre du projet EC2CO-Variflux ont permis d'établir une relation entre le COP et les concentrations en MES (Némery et al. 2013 ; Figure 32). Les teneurs minimum en COP atteintes pendant les événements hydrologiques remarquables (crue, chasse hydraulique) sont de l'ordre de 1% et rappellent les valeurs trouvées sur les marnes noires de Draix dans bassin de la Bléone (Graz et al. 2012). Les mêmes types de matériaux sont en effet présents en amont du bassin de l'Isère dans les zones dégradées qui sont les sources principales de sédiments.

Ces relations permettent d'avoir une idée des sources dans le bassin versants. Nous verrons dans les perspectives de ce travail ce que peut apporter le fingerprinting des sédiments pour le traçage des nutriments particuliers dans les bassins versants. Ces relations entre les éléments particuliers et le débit ou la concentration en MES offrent aussi des perspectives intéressantes pour le calcul de flux particuliers en rivière. Si cette approche a été largement exploitée pour l'estimation des flux dissous ou totaux de nutriments, notamment en utilisant le proxy débit (Bowes et al. 2015), c'est plus rare pour les flux particuliers.

3.2.1.2 Apport méthodologique de la turbidité aux calculs de flux associés

On peut citer plusieurs approches pour le calcul des flux particuliers en rivière. La méthode classique avec un échantillonnage discret est l'application de l'équation de Verhoff et al. 1980 (Eq 3) que nous avons largement utilisée dans les travaux sur le bassin de la Seine, du Fleuve Rouge ou encore au Mexique :

$$F = \frac{K \sum_{i=1}^n (C_i Q_i)}{\sum_{i=1}^n Q_i} Q_m \quad (\text{Eq 3})$$

Où F est le flux (tonnes), C_i la concentration instantanée obtenue par produit de la concentration en MES et de la teneur particulaire de l'élément considéré (mg L^{-1}), Q_i le débit instantané ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), Q_m le débit moyen sur la période considérée ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), K facteur de conversion

Cette méthode permet une pondération du flux instantané par le débit moyen calculé sur la période analysée mais peut générer une incertitude importante du fait de la mauvaise représentativité temporelle de l'échantillonnage (Hope et al. 1997) en particulier dans les rivières à fort transport de MES des bassins de montagne comme présentées précédemment (Mano 2008). Une deuxième approche utilisée est l'application d'une concentration particulaire moyenne de l'élément considéré correspondant à une période hydrologique homogène, par exemple hautes eaux, moyennes eaux et basses eaux (Balakrishna and Probst 2005). Cette approche suppose d'avoir une base de données en MES haute fréquence pour minimiser les erreurs (López-Tarazón et al. 2016). Une troisième approche que nous avons appliquée sur le site de l'Isère s'appuie sur le suivi haute fréquence par turbidité qui a fait ses preuves pour la quantification des flux des MES. L'équation établie entre le COP et la concentration en MES a été utilisée par extrapolation pour le calcul des concentrations en COP haute fréquence (Figure 32c). Cette base de données de COP haute fréquence (30 min) a ensuite été utilisée pour le calcul des flux sur la base de l'équation suivante :

$$F = K \sum_i Q_i \cdot C_i \quad (\text{Eq 4})$$

Où F est le flux cumulé sur la période considérée (année ou crue), C_i est la concentration en COP, (g L^{-1}), Q_i est le débit ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), i est l'indice du pas de temps de 30 minutes, K est un facteur de conversion.

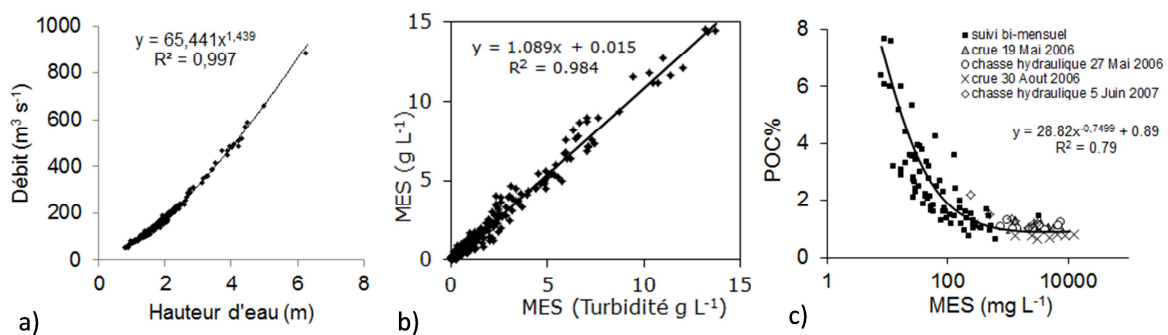


Figure 33 : Relations établies à la station Isère campus à Grenoble a) hauteur d'eau/débit b) turbidité/MES c) MES/taux de carbone organique (POC%) (d'après Arnaud et al. 2013 ; Némery et al. 2013)

Afin d'estimer l'incertitude associée au calcul de flux, les erreurs liées à la dispersion autour des relations Heau/débit, MES/turbidité et MES/COP% ont été prises en compte (Figure 33). Pour estimer les erreurs de ces relations, on détermine la dispersion des points autour de la courbe de tendance (différence entre la valeur mesurée et la valeur calculée issue de l'équation du modèle), puis on

calcule l'écart-type de ces différences. L'estimation de l'incertitude globale sur le calcul de flux est effectuée avec une routine de type Monte-Carlo en ajoutant aux données de débit, MES et COP une erreur aléatoire dans la gamme des erreurs déterminées pour chaque variable (Arnaud et al. 2013). Cette approche sur l'Isère a permis de calculer des flux particuliers de carbone organique avec une grande précision de l'ordre de quelques pourcents pour les flux annuels et de 10 à 20 % pour des événements de crues (Némery et al. 2013). Dans le cadre de la thèse de Solène Dutordoir (2014), nous avons pu vérifier que l'extrapolation de la relation MES/COP était possible pour des périodes où seuls les MES sont disponibles. Ce qui ouvre des perspectives sur la reconstitution des flux passés de COP ou sur les stratégies de monitoring basées sur la turbidité en particulier dans les bassins versants de montagne où le transport particulaire est extrêmement épisodique.

Certaines études récentes ont utilisé ces relations entre les contenus particuliers en C, N et P et les MES couplées à un suivi par turbidité pour la quantification des flux particuliers dans des bassins versants au Portugal ou au Vietnam (Ramos et al. 2015 ; Slaets et al, 2014). Cette approche permet de répondre à la difficulté des mesures des flux particuliers dans ces environnements qui présentent une forte intermittence hydrologique et génèrent des événements de crue très rapides et intenses.

3.2.2 Bilan C, N, P et eutrophisation

3.2.2.1 Où en sommes-nous dans les pays industrialisés (bassin de la Seine) ?

Les travaux scientifiques menés sur le bassin de la Seine dans le cadre des programmes PIREN-Seine et SEINE-Aval ont permis de mesurer l'importance des apports diffus et de la dynamique particulaire dans un grand bassin versant anthropisé. Ce bassin fait figure d'exemple de bassin versant européen devant concilier la gestion des eaux domestiques d'une très grande agglomération (Paris, 10 millions habitants) et une très forte activité industrielle et agricole (60 % de la surface du bassin sont utilisés pour l'agriculture industrielle). La Seine draine un bassin versant de 73 800 km² (Figure 34) avec un régime hydrologique de type pluvial océanique (débit moyen annuel de 440 m³s⁻¹). Ses eaux débouchent sur l'estuaire de Seine (50 km²) qui est le troisième plus grand estuaire français après la Gironde (625 km²) et la Loire (60 km²). L'estuaire de Seine est qualifié de macro-tidal, c'est-à-dire sujet à des marées de très forte amplitude (> 5 mètres) qui entraînent des dépôts dans les vasières intertidales et la formation d'une zone de forte concentration de particules, l'ensemble constituant le bouchon vaseux. Le bouchon vaseux de l'estuaire de Seine est essentiellement d'origine fluviale et les concentrations en MES y sont 100 à 500 fois plus importantes (jusqu'à 1 g L⁻¹) que celles que l'on peut trouver à l'exutoire de la Seine (30 à 40 mg L⁻¹) ou en baie de Seine (15 mg L⁻¹). Aussi le bouchon vaseux est le siège d'intenses transformations biogéochimiques dans le gradient de salinité (Garnier et al. 2010). En outre, les flux spécifiques d'azote et de phosphore émis par le bassin de la Seine sont parmi les plus importants d'Europe (Billen et al. 2007).

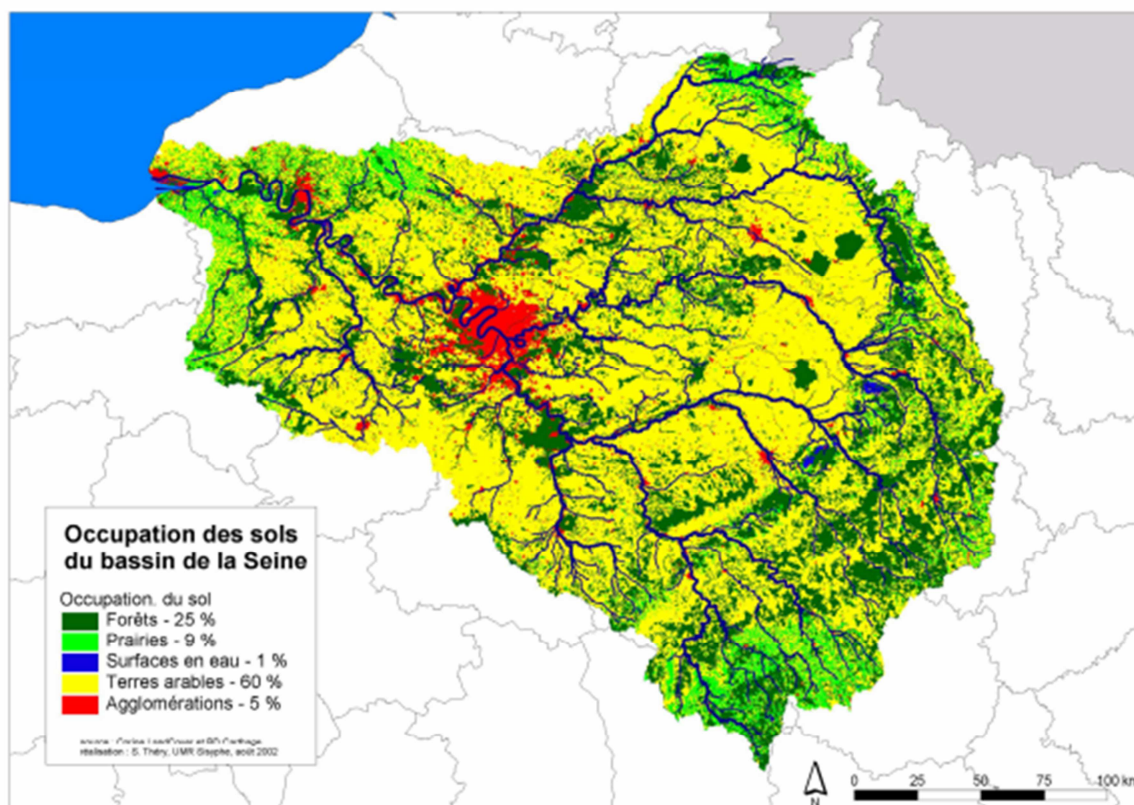


Figure 34 : Carte de l'occupation du sol du bassin de la Seine (d'après Némery 2003)

Le phosphore est le facteur limitant de l'eutrophisation dans ce bassin versant et la réduction des apports ponctuels en P initiée dans les années 2000 (réduction des polyphosphates et traitement en station d'épuration), nécessitait de s'intéresser aux P d'origine diffuse (Némery 2003). En effet, le phosphore particulaire issu de l'érosion des sols agricoles et transporté par les MES dans le réseau hydrographique, constitue un réservoir de P potentiellement biodisponible (via la désorption) pour les algues. Dans les années 2000, les apports en fertilisants étaient importants dans ce bassin versant ($20\text{-}25 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, soit 1,5 fois supérieur à la moyenne nationale) et généraient un surplus annuel de l'ordre de $1 \text{ à } 10 \text{ kgP ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Nous verrons plus loin que ces apports et les surplus qui en résultent ont significativement baissé ces dernières années. Il n'en reste pas moins que le stock de P accumulé dans les sols agricoles est considérable (jusqu'à 5000 kgP ha^{-1} sur les sols calcaires de Champagne) et nous avons évalué que les pertes diffuses annuelles (90 % sous forme particulaire via l'érosion) ne représentaient qu'une très faible proportion de ce stock (0,01 %) mettant en évidence le rôle tampon des sols agricoles (Némery and Garnier 2007a). A l'échelle de l'ensemble du bassin de la Seine les apports diffus représentaient jusqu'à 25 % des apports totaux (Figure 35), mais étaient plus importants en proportion (jusqu'à 50 %) dans les petits sous bassins agricoles amont (Némery et al. 2005). En effet, les apports diffus sont directement liés à la proportion de surfaces agricoles du bassin qui favorise l'érosion et le transfert de MES dans le réseau hydrographique comme l'illustre la Figure 36.

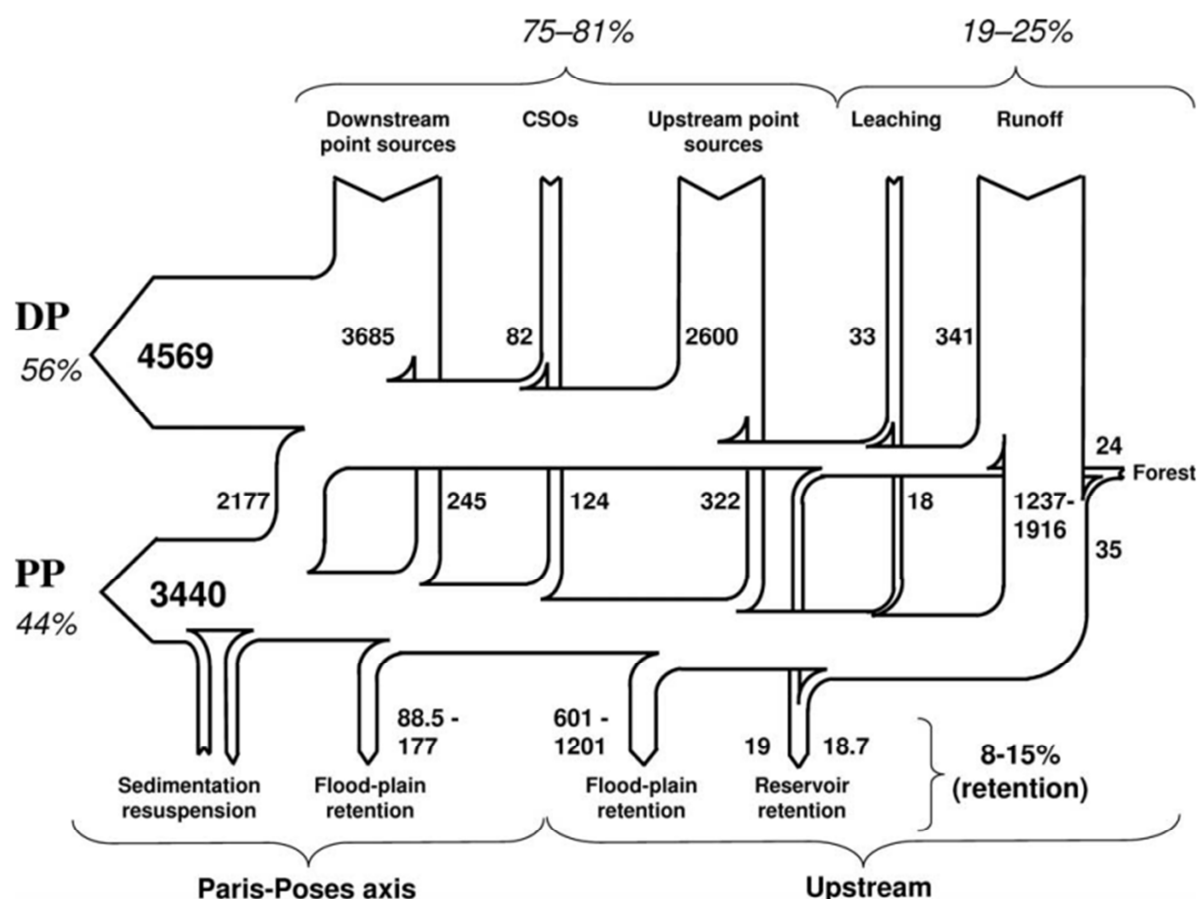


Figure 35 : Bilan du phosphore dans le bassin de la Seine fluviale (flux en tP an⁻¹): proportion des apports diffus et ponctuels, de la rétention dans le réseau hydrographique et des formes dissoutes et particulaires (d'après Némery and Garnier 2007a)

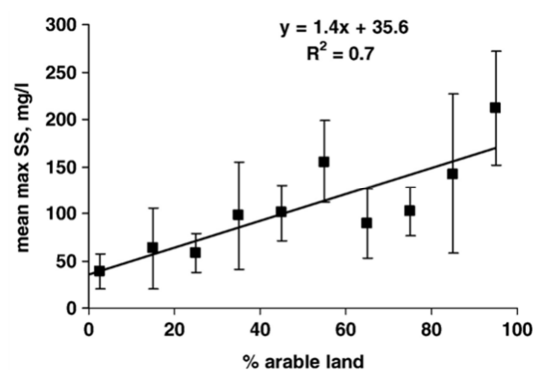


Figure 36 : Relation entre la concentration moyenne en MES pendant la période hivernale (hauts débits) et le pourcentage de terres agricoles dans les petits bassins versants amont du bassin de la Seine (d'après Billen et al. 2007).

La fraction particulaire est fortement représentée dans le flux à l'exutoire du bassin de la Seine (44 %) mais on peut noter qu'une importante proportion du P particulaire provient de l'adsorption du P dissous sur les MES (Figure 37). En examinant l'évolution des contenus en P dans les MES le long du réseau hydrographique, nous avons pu mettre en évidence une augmentation d'un facteur 4 entre les zones amont agricoles et les zones très urbanisées en aval au niveau de l'agglomération

parisienne (Figure 37). Cette augmentation est principalement expliquée par un accroissement de la fraction inorganique du P (PIP) résultant de l'adsorption de phosphore dissous, qui provient essentiellement des apports ponctuels. Le rapport entre la fraction inorganique et organique du P des MES (PIP/POP) est de ce fait un bon indicateur de l'importance croissante des sources ponctuelles de P le long du réseau hydrographique (Némery and Garnier 2007a). Ces résultats illustrent la grande réactivité des MES pour le phosphore que nous avons pu mettre en évidence expérimentalement en utilisant la méthode de dilution isotopique au ^{32}P . Les résultats ont montré que 20 à 50 % du PIP des MES était facilement échangeable avec la colonne d'eau (Némery et al. 2005 ; Garnier et al. 2005).

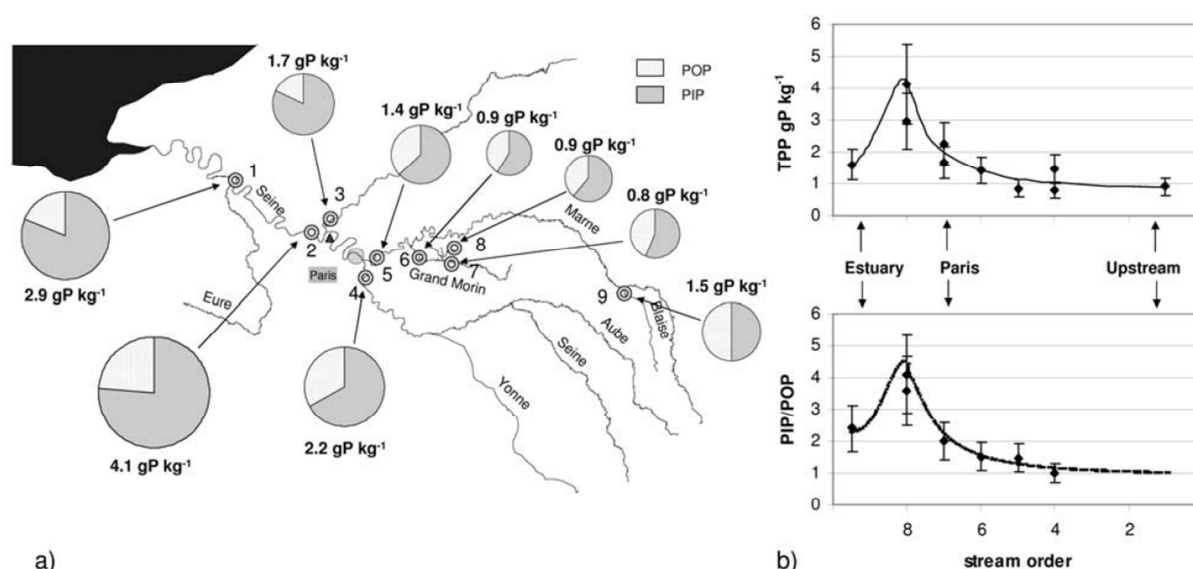


Figure 37: a) Teneurs moyennes annuelles en P des MES et proportion relative de Phosphore Inorganique Particulaire (PIP) et de Phosphore Organique Particulaire (POP) dans le bassin de la Seine b) teneurs moyennes annuelles en P et rapport PIP/POP des MES en fonction de l'ordre hydrologique (d'après Némery and Garnier 2007a).

Après s'être chargées en P dans la partie amont du bassin, les MES sont apportées à l'estuaire de la Seine. Les MES prélevées dans le bouchon vaseux montrent des teneurs en phosphore deux fois plus faibles qu'à l'exutoire de la Seine (barrage de Poses), indiquant un appauvrissement des particules en phosphore (Figure 38). L'étude de la mobilité du phosphore particulaire a montré un appauvrissement préférentiel du PIP dans le gradient de salinité estuarien et indique que ce compartiment peut représenter une source non négligeable de phosphore dissous directement disponible pour la croissance algale en zone côtière (Némery and Garnier 2007b ; Garnier et al. 2010).

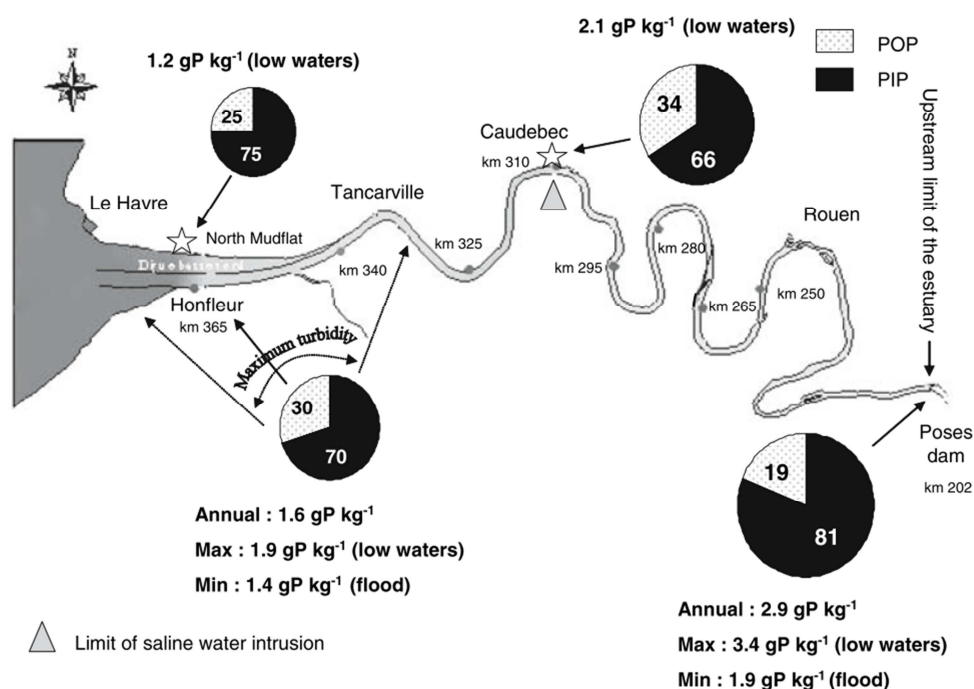


Figure 38 : Evolution des teneurs en P et des fractions organique (POP) et inorganique (PIP) dans les MES transitant dans l'estuaire de la Seine (d'après Némery and Garnier 2007b)

Au terme de ces travaux sur le phosphore dans le bassin de la Seine, une des conclusions opérationnelles importantes était que seule une réduction conjointe des apports ponctuels et des apports diffus pourrait avoir un effet positif sur l'eutrophisation dans les principales rivières du bassin de la Seine (Garnier et al. 2005). Quinze ans plus tard, et en application de la Directive Cadre Européenne de l'Eau, les apports ponctuels en P ont été considérablement réduits et les apports en fertilisants agricoles rationalisés. Ainsi l'intensité et la fréquence des blooms algaux caractéristiques de l'eutrophisation ont également été réduites (Aïssa-Gouz 2015). Néanmoins, il subsiste encore des apparitions de blooms algaux peu prévisibles qui seraient très dépendants de la réactivité des MES pour le phosphore. De plus, l'augmentation des températures et la diminution des débits pourraient être des facteurs aggravants du maintien de l'eutrophisation dans le futur.

3.2.2.2 Phosphore et eutrophisation dans le delta du Fleuve Rouge (Vietnam)

Au cours du projet ANR Day River, nous avons mené une étude au Vietnam sensiblement similaire à celle menée sur le bassin de la Seine. En Asie du Sud-Est, la population se concentre majoritairement dans les deltas des grands fleuves où la pression anthropique est forte (rejet des eaux usées domestiques non traitées, industries, agriculture). Le Vietnam présente deux grands deltas au nord (delta du Fleuve Rouge) et au sud (delta du Mékong).

Le delta du Fleuve Rouge dans le nord du Vietnam est une région avec une expansion démographique et économique très rapide, qui concentre 54 % de la population (16,6 millions d'habitants) du bassin du Fleuve Rouge sur moins de 10 % de sa surface totale (surface du delta = 14 300 km²). La densité de population y est très forte (1 160 habitants km⁻²) avec notamment la ville de Hanoi (6,7 Millions habitants) (Figure 39a). 47 % de la surface du delta est utilisée pour la production agricole (majoritairement la riziculture) et pour l'aquaculture (Le et al. 2015).

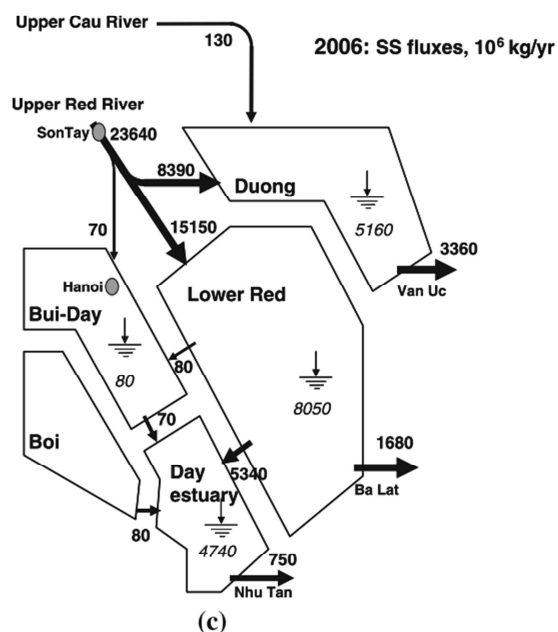
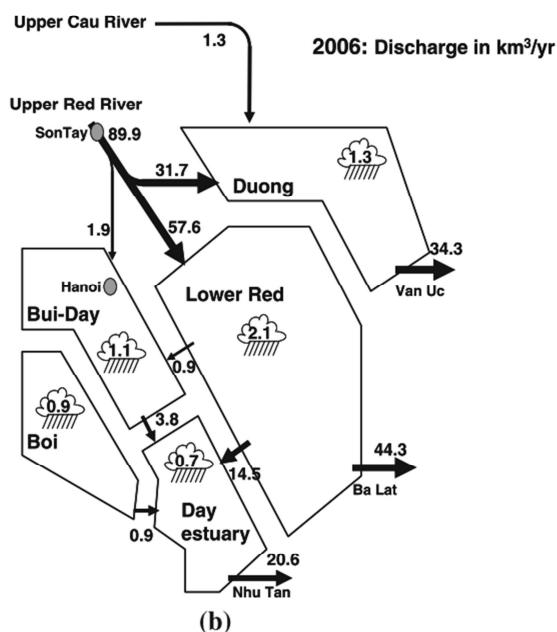
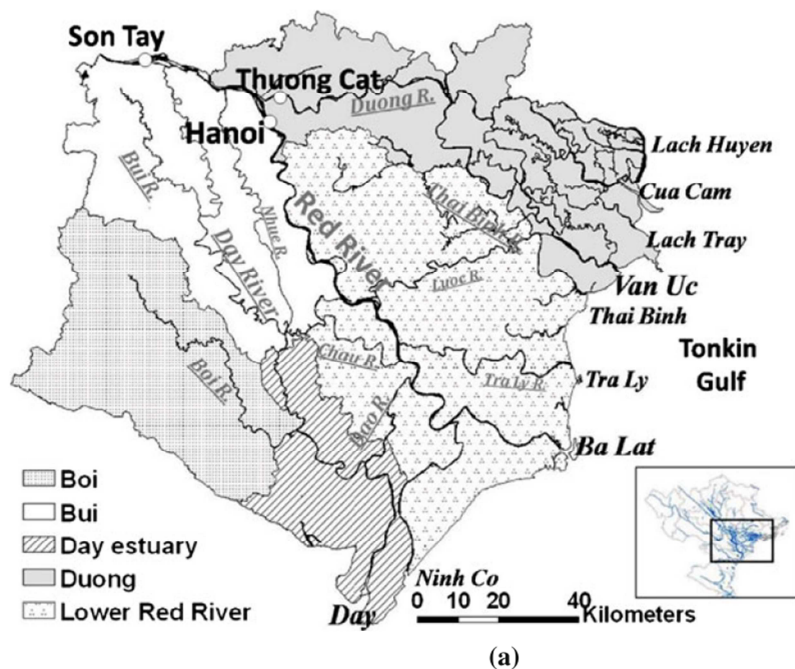


Figure 39 : a) Réseau hydrographique et principaux sous bassins du delta du Fleuve Rouge dans le Nord Vietnam b) bilan hydrologique et c) bilan des MES (d'après Luu et al. 2012)

Du fait d'une géographie très plate (altitude comprise entre 1 et 3 m) la sédimentation est très importante dans le delta (Figure 39c). On estime que sur les 23,6 millions de tonnes de MES apportées par le Fleuve Rouge au delta en 2006, environ 75 % sédimentent avant l'export à la zone côtière (Figure 38). Cette très forte accumulation de MES dans le delta influence également les flux de nutriments, en particulier le P (Figure 39c).

Dans le delta du Fleuve Rouge, les apports en P sur les sols agricoles sont conséquents et largement supérieurs aux besoins des cultures (Figure 40). Aussi, comme pour le bassin de la Seine, on observe une très forte accumulation de P dans les sols agricoles (28 kgP ha an⁻¹ soit 3 fois ce qui a été estimé sur le bassin de la Seine) dont seule une faible proportion est perdue par érosion et lessivage. Les apports ponctuels restent la source principale de P puisque 75 % des eaux usées domestiques sont

rejetés sans traitement (Luu et al. 2012). Malgré des apports de P importants, le flux de P est réduit de 50 % entre les apports amont et l'exportation aval à la zone côtière (Figure 40). Ceci s'explique par l'adsorption du P dissous d'origine ponctuelle sur les MES et la sédimentation importante qui s'opèrent dans le réseau hydrographique (Luu et al. 2012). Cette forte rétention dans les sols et dans le réseau hydrographique mise en évidence pour le phosphore est également observée pour l'azote, qui est efficacement éliminé par dénitrification dans les eaux souvent pauvres en oxygène des rivières du delta (Luu et al. 2012). Si, pour le moment, cette rétention préserve la zone côtière de l'eutrophisation, il est probable que cette accumulation pose problème dans le futur.

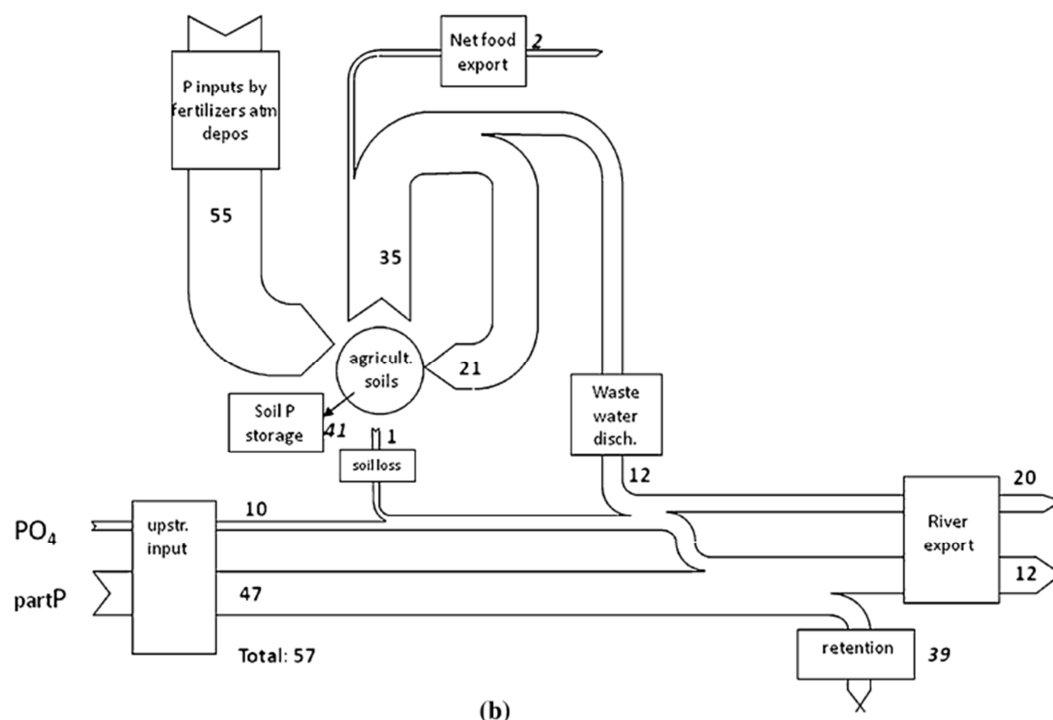


Figure 40 : Bilan des flux de phosphore dans le delta du Fleuve Rouge pour l'année 2006 (flux exprimé en 10^6 kg an^{-1} , d'après Luu et al. 2012)

3.2.2.3 Vision croisée entre pays industrialisés et pays émergents

Une vision croisée entre ces deux cas d'étude (bassin de la Seine et bassin du Fleuve Rouge) permet un éclairage sur la situation de l'eutrophisation dans les pays industrialisés et dans les pays émergents. Ces deux grands bassins versants anthropisés peuvent être considérés comme représentatifs de deux zones géographiques distinctes (ensemble des 27 pays de l'Union Européenne : European Union EU-27 et ensemble des 8 pays d'Asie du Sud-Est : Association of Southeast Asian Nations ASEAN-8). Ces deux régions présentent des trajectoires de développement socioéconomiques contrastées sur une fenêtre temporelle de 50 années (1961-2009). Du point de vue agricole, la production a fortement augmenté en Europe et en France jusque dans les années 1980 puis s'est stabilisée alors qu'en Asie du Sud-Est et au Vietnam la production a commencé à croître depuis les mêmes années 1980 et continue de progresser fortement (Figure 41).

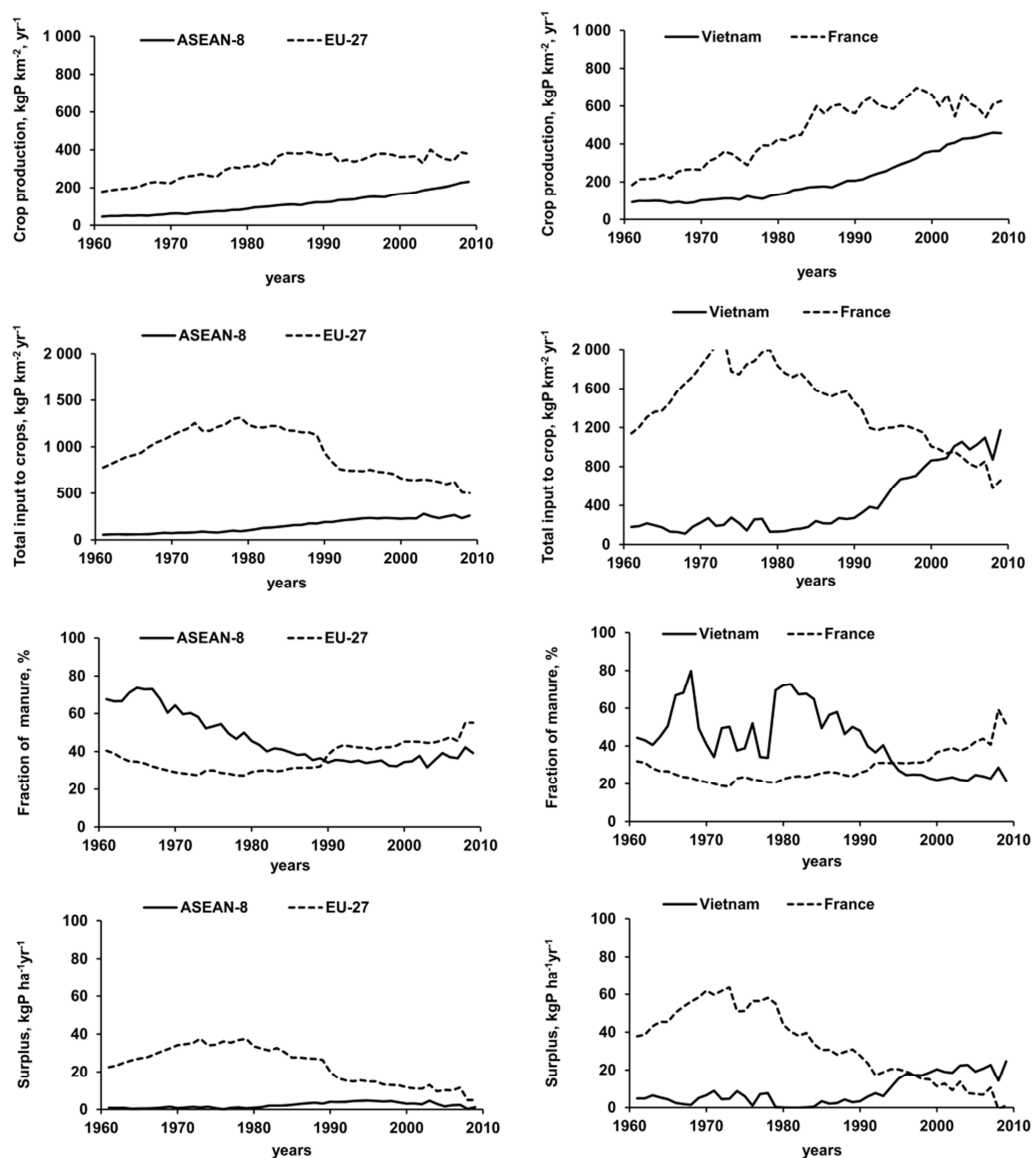


Figure 41 : Evolution comparée de la production agricole, des apports totaux en P sur les sols agricoles, du pourcentage des apports organiques et des surplus de P accumulés dans les sols entre la zone ASEAN-8 et la zone EU-27 et le Vietnam et la France (d'après Garnier et al. 2015)

Ces grandes tendances agricoles sont à relier avec l'utilisation croissante de fertilisants. En Europe l'usage des fertilisants a cependant été fortement réduit après les années 1980 en raison de la montée d'une agriculture plus raisonnée (Figure 41). Cette réduction des apports en Europe et en France s'accompagne aussi de la baisse de l'utilisation des engrais chimiques minéraux au profit du recyclage des engrais organiques d'origine animal (Senthikumar et al. 2012). La tendance inverse observée en Asie du Sud-Est et au Vietnam, avec l'utilisation croissante d'engrais chimiques commerciaux, traduit le changement du mode de production agricole traditionnelle vers une agriculture productiviste (Montangero et al. 2007). Les longues pratiques de surfertilisation en Europe et France qui se sont traduits par des surplus (figure 41) ont conduit à la constitution d'un stock important de P dans les sols agricoles. Ce stock pose aujourd'hui problème comme nous l'avons évoqué précédemment (Delmas et al. 2015). Si cette tendance à l'accumulation s'est clairement inversée depuis une trentaine d'années en Europe et France, les surplus et donc l'accumulation de P dans les sols agricoles sont sur la pente ascendante au Vietnam (Figure 41) et en Asie du Sud-Est (Yang et al. 2013).

Du point de vue des apports ponctuels domestiques, nous avons déjà évoqué les remarquables réductions des apports en P dans le cas de la Seine, alors que du côté vietnamien, l'épuration est naissante et les apports ponctuels augmentent avec l'urbanisation et le développement économique (Garnier et al. 2015). Il résulte de ces situations contrastées, des flux spécifiques de P du Fleuve Rouge (200 kg P km⁻² an⁻¹) qui sont deux fois supérieurs à ceux du bassin de la Seine (110 kg P km⁻² an⁻¹) (Figure 42) et ceux de l'ensemble de la zone Sud-Est asiatique (ASEAN-8) qui sont 3 fois supérieurs à ceux de la zone européenne (EU-27).

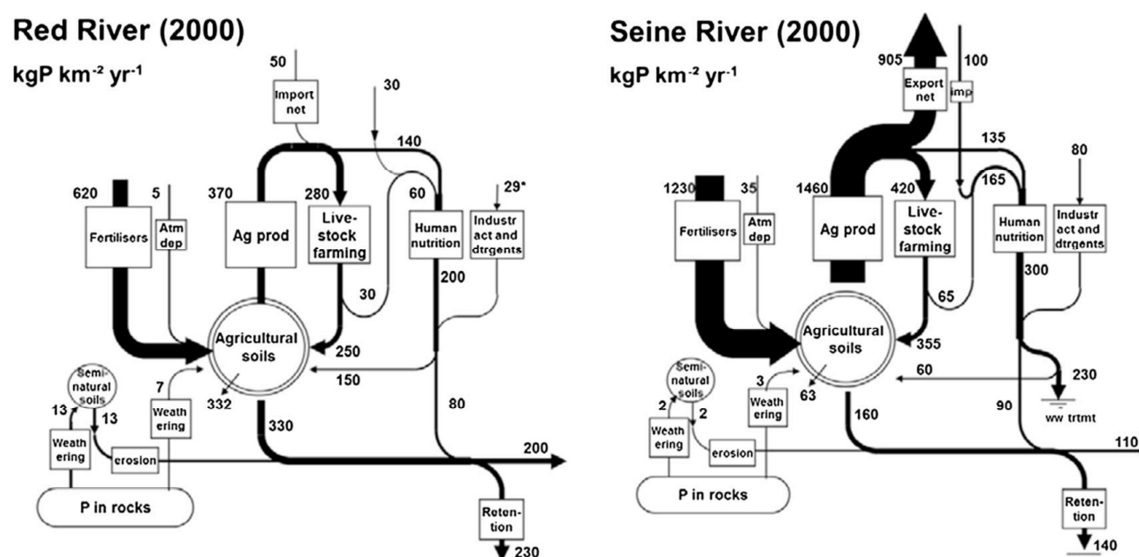


Figure 42: Comparaison des bilans du P agricole et dans le réseau hydrographique pour le bassin du Fleuve Rouge et le bassin de la Seine pour l'année 2000 (d'après Garnier et al. 2015)

Après une réduction drastique des apports ponctuels en P aux eaux de surface, les pays européens de la zone EU-27 cherchent désormais à réduire les surplus de P dans les sols et à mieux contrôler les apports diffus d'origine agricole en lien avec l'érosion (Cerdan et al. 2010 ; Dupas et al. 2015a ; Schoumans et al. 2014). Au contraire, les pays asiatiques de la zone ASEAN-8 s'engagent en priorité sur l'amélioration des taux de collecte et du traitement des eaux usées qui sont à des niveaux très faibles actuellement (Seitzinger et al. 2010). Cependant l'expansion et l'intensification de l'agriculture reste soutenue dans la région ASEAN-8 et l'érosion importante dans ces zones tropicales pose la question de l'importance des flux diffus dans le futur (Valentin et al. 2008). Ce qui risque d'entraîner une détérioration des milieux aquatiques et le maintien des conditions favorables au développement de l'eutrophisation.

Au travers de cette étude comparative des bilans de P dans deux zones géographiques aux trajectoires de développement contrastées, il apparaît que la gestion des apports diffus de P d'origine agricole pour le contrôle de l'eutrophisation reste une priorité en Europe et le deviendra très certainement en Asie du Sud-Est dans un futur proche.

3.2.2.4 Bilan C, N, P et eutrophisation dans les réservoirs tropicaux (Mexique)

En l'absence de politiques efficaces de gestion de l'eau, l'urbanisation rapide des pays émergents de la zone tropicale exacerbe la dégradation de la qualité des milieux aquatiques. Les perspectives de réchauffement climatique, notamment la hausse des températures, vont augmenter le risque d'eutrophisation des milieux aquatiques. L'étude menée au Mexique sur le bassin versant de Cointzio illustre parfaitement cette situation. Le Mexique fait face à de sérieux problèmes d'eutrophisation, notamment dans les nombreux lacs et réservoirs que compte le pays (Alcocer and Berna-Brooks

2010). Les infrastructures de traitement des eaux usées restent très limitées et insuffisantes dans les grandes agglomérations comme dans les zones rurales (Ramírez-Zierold et al. 2010). Les autorités mexicaines concèdent que la pollution de l'eau est un des enjeux les plus sérieux pour la gestion durable des ressources en eau et la population mexicaine juge comme prioritaire la préservation de la qualité de l'eau. Nous avons déjà présenté l'enjeu stratégique du réservoir de Cointzio pour l'alimentation en eau potable des 700 000 habitants de la ville de Morelia (capitale de l'état du Michoacán). Au-delà de la problématique d'envasement dont nous avons déjà parlé, ce réservoir est menacé par l'eutrophisation qui a coûté 235 k€ aux pouvoirs publics en 2014 pour extraire les algues accumulées en surface (voir quotidien régional 1aplana.mx, 24 octobre 2014).

Au cours de notre étude menée entre 2007 et 2009, nous avons mesuré des concentrations en biomasse algale qui atteignaient $70 \mu\text{g}$ de chlorophylle $a \text{ L}^{-1}$ pendant la saison sèche et mis en évidence une anoxie prononcée dans la zone hypolimnique durant six mois de l'année (Figure 43). Cet état eutrophe du réservoir de Cointzio est la conséquence d'apports conséquents en nutriment, notamment pendant la saison des pluies qui concentre la majorité des flux (Figure 44). Les concentrations en phosphore dissous dans le réservoir atteignent des valeurs alarmantes supérieures à $200 \mu\text{g P L}^{-1}$ (Némery et al. 2016).

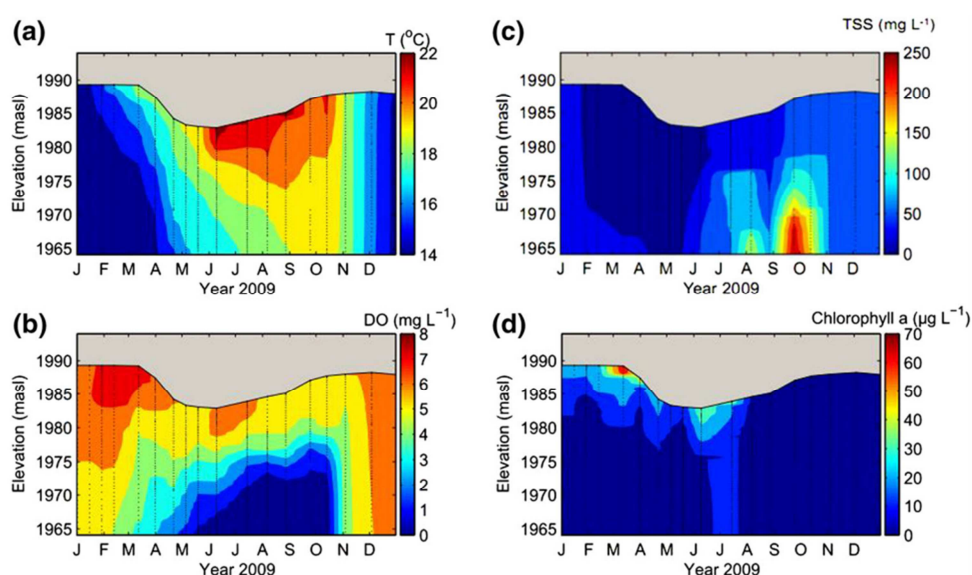


Figure 43 : Variation saisonnière en 2009 a) de la température b) des MES c) de l'oxygène dissous et d) de la chlorophylle a dans le réservoir de Cointzio (d'après Némery et al. 2016)

Les travaux menés sur la partie amont du bassin versant montrent que les apports proviennent majoritairement du rejet des eaux usées non traitées (Némery et al. 2016). En effet dans cette région du Mexique aucun système de collecte et de traitement des eaux usées n'est mis en place et le réseau hydrographique du bassin de Cointzio reçoit l'équivalent de la pollution d'environ 43 000 habitants. En comparaison la contribution des sources diffuses apparaît plus faible malgré les zones à fortes érosion présentes sur le bassin mais où les sols dégradés sont très pauvres en C, N, P (Némery et al. 2016).

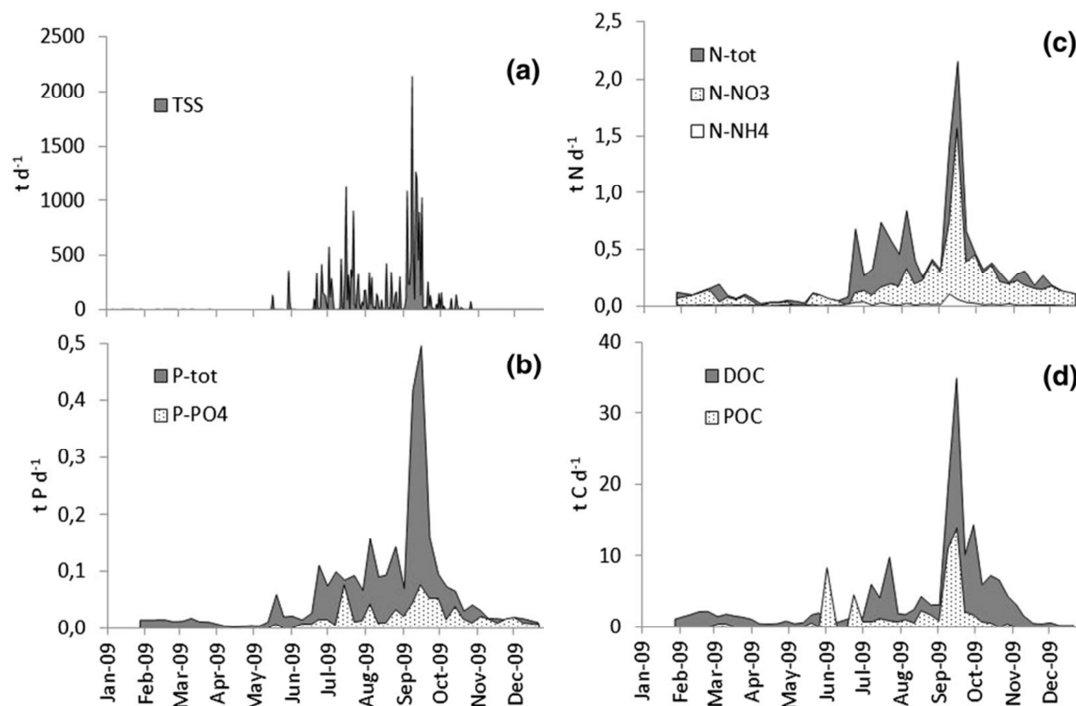


Figure 44 : Variation saisonnière des apports en MES, nutriments et carbone organique en entrée du réservoir de Cointzio (d'après Némery et al. 2016)

Les flux amont C, N et P sont réduits de 31 %, 46 % et 30 % après avoir transité dans le réservoir, principalement en raison de la sédimentation dans le réservoir (Tableau 3). L'accumulation de nutriments et de carbone organique au fond du réservoir constitue une charge interne capable de maintenir des niveaux de concentrations en nutriments dissous élevés au travers de la minéralisation aérobie mais aussi anaérobie (Doan 2014). Cette situation est particulièrement critique pour la remédiation de l'eutrophisation dans ce réservoir, notamment dans un contexte de réchauffement climatique comme nous allons le voir.

Tableau 3 : Bilan entrée sortie des flux C, N, P dans le réservoir de Cointzio pour l'année 2009 (d'après Némery et al. 2016)

	Input (t year ⁻¹)	Output (t year ⁻¹)
P-tot	20 ± 4	12 ± 3
P-PO ₄	5.2 ± 1.1	2.9 ± 1.1
N-tot	98 ± 17	53 ± 15
N-NO ₃	61 ± 8	39 ± 7
N-NH ₄	5.1 ± 1.3	4.9 ± 1.4
TOC	1617 ± 340	1115 ± 167
DOC	1215 ± 275	1060 ± 166
POC	402 ± 198	55 ± 18

3.2.2.5 Les effets du changement climatique sur l'eutrophisation

Pour anticiper les effets du réchauffement climatique et accompagner les décideurs dans leur choix de gestion, un couplage du modèle hydrodynamique k-ε et du modèle biogéochimique Aquasim a été mis en œuvre sur le réservoir de Cointzio au cours de la thèse de Phuong Doan 2014 (Figure 45).

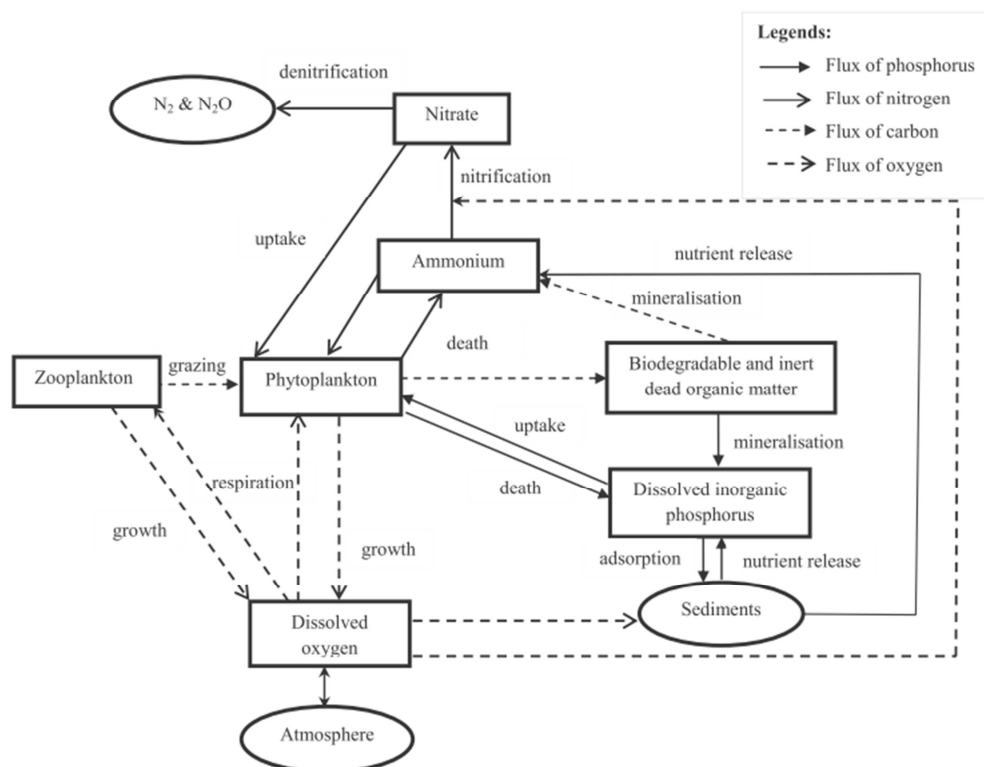


Figure 45 : Schéma de principe des variables et des processus biogéochimiques représentés dans le modèle Aquasim (d'après Doan et al. 2015 et adapté de Hamilton and Schladow 1997)

Le modèle a été calé et validé sur la période d'observation entre 2007 et 2009 (Doan et al. 2015). Il reproduit de façon très satisfaisante la dynamique de la température, des concentrations en chlorophylle *a* et en oxygène dissous, ainsi que les concentrations en ammonium et en phosphate. Différents scénarios de hausse de température et de réduction des apports de nutriments dans le réservoir ont été simulés. Dans cette région, les scénarios climatiques prédisent pour la fin du siècle une hausse de la température maximum de l'air de 4,4 °C (Gratiot et al. 2010). D'après les résultats de la modélisation et dans l'hypothèse où aucune mesure ne serait prise pour réduire les apports en nutriments, cette hausse de température pourrait conduire à une augmentation des concentrations algales jusqu'à 94 µg Chl *a* L⁻¹ (Figure 46) et à une dégradation des conditions d'oxygénation (période d'anoxie plus longue et épaisseur plus importante de la couche hypolimnique anoxique).

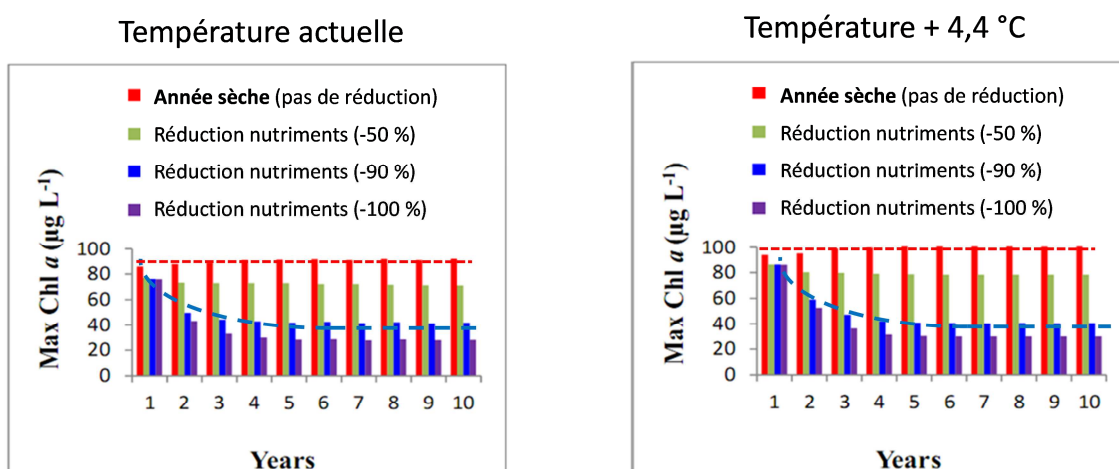


Figure 46 : Evolution de la concentration maximum en chlorophylle *a* dans le réservoir de Cointzio sur 10 années selon 2 scénarios de température atmosphérique (actuelle et + 4,4 °C) et 4 scénarios de réduction des apports en nutriments (N et P) (adapté d'après Doan et al. 2015)

Les simulations de limitation des rejets d'eau usées indiquent qu'une réduction drastique des apports en nutriments (jusqu'à 90%) est nécessaire pour diminuer de manière significative la concentration en chlorophylle *a* (Figure 46). Si de telles mesures étaient adoptées dans le bassin amont, le pic maximum de chlorophylle *a* serait alors réduit de 55% après une période minimum de cinq années, avec un effet positif sur les concentrations en oxygène dissous (Doan et al. 2015). Ce résultat met en évidence la restauration très lente des milieux aquatiques fortement eutrophisés en particulier à cause de la charge organique et nutritive accumulée dans le fond des réservoirs pendant les phases aigües d'eutrophisation. La situation décrite pour le réservoir de Cointzio n'est pas anecdotique et de nombreux pays en zone tropicale ont de sérieux problèmes d'eutrophisation à résoudre (Cunha et al. 2015 ; Trinh et al 2015).

Au travers de ces différentes études menées en France, au Mexique et au Vietnam, on voit une fois de plus le rôle crucial des sédiments dans le contrôle des flux C, N, P dans les bassins versants anthropisés. Au-delà des conclusions scientifiques, les différents exemples illustrent le concept de cascade sédimentaire et des éléments associés présenté en introduction de ce document et montre l'intérêt d'une étude intégrée depuis les zones sources jusqu'aux exutoires pour une compréhension d'ensemble dans les grands bassins versants anthropisés. On note aussi que les avancées sur la compréhension de la dynamique sédimentaire permettent aujourd'hui de mieux appréhender la quantification et la dynamique des flux particuliers associés. Cette deuxième partie a également montré que la problématique de l'eutrophisation est toujours d'actualité que ce soit dans les pays industrialisés ou dans les pays émergents. Les priorités sur la remédiation sont à deux niveaux différents, étant donné les trajectoires socioéconomiques contrastées. Cependant, on note que la gestion des sources diffuses reste compliquée ; notamment du fait du stock important de phosphore dans les sols agricoles. Sans occulter le rôle majeur des hommes dans la bonne gestion de l'eau dans les bassins versants : les résultats sur le réservoir de Cointzio soulignent l'impact négatif potentiel à long terme du réchauffement climatique et de la hausse de température sur le fonctionnement biogéochimique des milieux aquatiques.

4 Perspectives de recherche

Comme nous l'avons vu dans les différentes études présentées précédemment, l'érosion des sols et le transport sédimentaire sont des processus fondamentaux du fonctionnement des cycles biogéochimiques dans les bassins versants anthropisés. L'expertise sur le transport des MES dans la cascade sédimentaire des bassins versants (traçage, métrologie, réactivité et estimation de flux) ouvre aujourd'hui des perspectives pour le suivi des substances associées C, N, P dans le réseau hydrographique. Aussi, les perspectives de recherche qui suivent s'attèlent à faire le lien entre la dynamique sédimentaire et les flux C, N, P associés.

Nous avons vu le rôle majeur de certains compartiments de l'environnement (le sol et l'estuaire en particulier) sur le stockage, la mobilité et la transformation des éléments C, N, P. Le sol est une composante fondamentale de la Zone Critique (ZC). Ce nouveau concept qui désigne la zone comprise entre l'enveloppe terrestre de surface (lithosphère) et la basse atmosphère retient toute l'attention de la communauté scientifique internationale des hydrologues et des biogéochimistes (Brooks et al. 2015 ; Lin et al. 2015 ; Moraetis et al. 2015). A l'échelle nationale, ce concept est au cœur du récent rapport de prospective du CNRS-INSU Surfaces et Interfaces Continentales (2013-2017). Du point de vue des études présentées dans ce document, la Zone Critique est une interface entre le versant et le réseau hydrographique. Elle est un carrefour entre le cycle de l'eau et les grands cycles biogéochimiques où se concentre l'essentiel des activités humaines (agriculture, urbanisation). Par analogie, ce concept peut se décliner pour la zone estuarienne qui est une interface entre l'hydrosystème continental et la zone côtière.

La Zone Critique est aussi au cœur du positionnement scientifique de la nouvelle équipe Hydrimz autour de deux axes de réflexion i) identification des sources et évaluation des flux de matière dans la Zone Critique (eau, sédiment, nutriments, nanoparticules, polluants, microorganismes) et ii) dynamique, biogéochimie et impact des contaminants dans la Zone Critique (approche bio-physico-chimique et multi-échelles).

En s'appuyant sur les complémentarités scientifiques des membres de l'équipe Hydrimz et sur les différents chantiers en France et au Vietnam, nous proposons une contribution à ces axes de réflexion avec deux perspectives de recherche :

- 1) les apports du fingerprinting pour le traçage C, N, P particuliers
- 2) le rôle de la zone estuarienne sur le transfert des flux biogéochimiques à la zone côtière

4.1 Apports du fingerprinting pour le traçage C, N, P particuliers

Nous avons vu dans ce document que la mesure en continu via la turbidité permettait une bonne estimation des flux particuliers dans les bassins versants. Mais ces mesures en continu ne sont pas suffisantes pour identifier précisément les sources diffuses de C, N, P dans les bassins versants. Nous avons aussi montré le potentiel des méthodes de fingerprinting pour le traçage des sources de sédiments (Poulenard et al. 2012 ; Evrard et al. 2013 ; Legout et al. 2013). Notamment certains points de validation ont été testés et discutés dans nos études concernant l'effet de la granulométrie et la conservation de la signature (Evrard et al. 2013 ; Legout et al. 2013). Nous avons vu aussi la difficulté à estimer les apports diffus d'origine agricole et le lien étroit entre les éléments C, N, P et la dynamique sédimentaire. Aussi le fingerprinting devrait permettre de répondre à la question de l'identification des sources de C, N, P dans les bassins versants. Certaines études ont déjà exploré le potentiel du fingerprinting pour distinguer les sources de P particulière entre les sols de surface, les sédiments du lit de la rivière et les berges (Walling et al. 2008, Huisman et al. 2014). D'autres études ont aussi utilisé les signatures spécifiques isotopiques $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ des sols et des sédiments pour identifier les contributions des versants (type d'occupation des sols) ou de la rivière (productivité primaire) du carbone organique particulaire (Schindler Wildhaber et al. 2012; Laceby et al. 2015; Gourdin et al. 2014 ; Cooper et al. 2015).

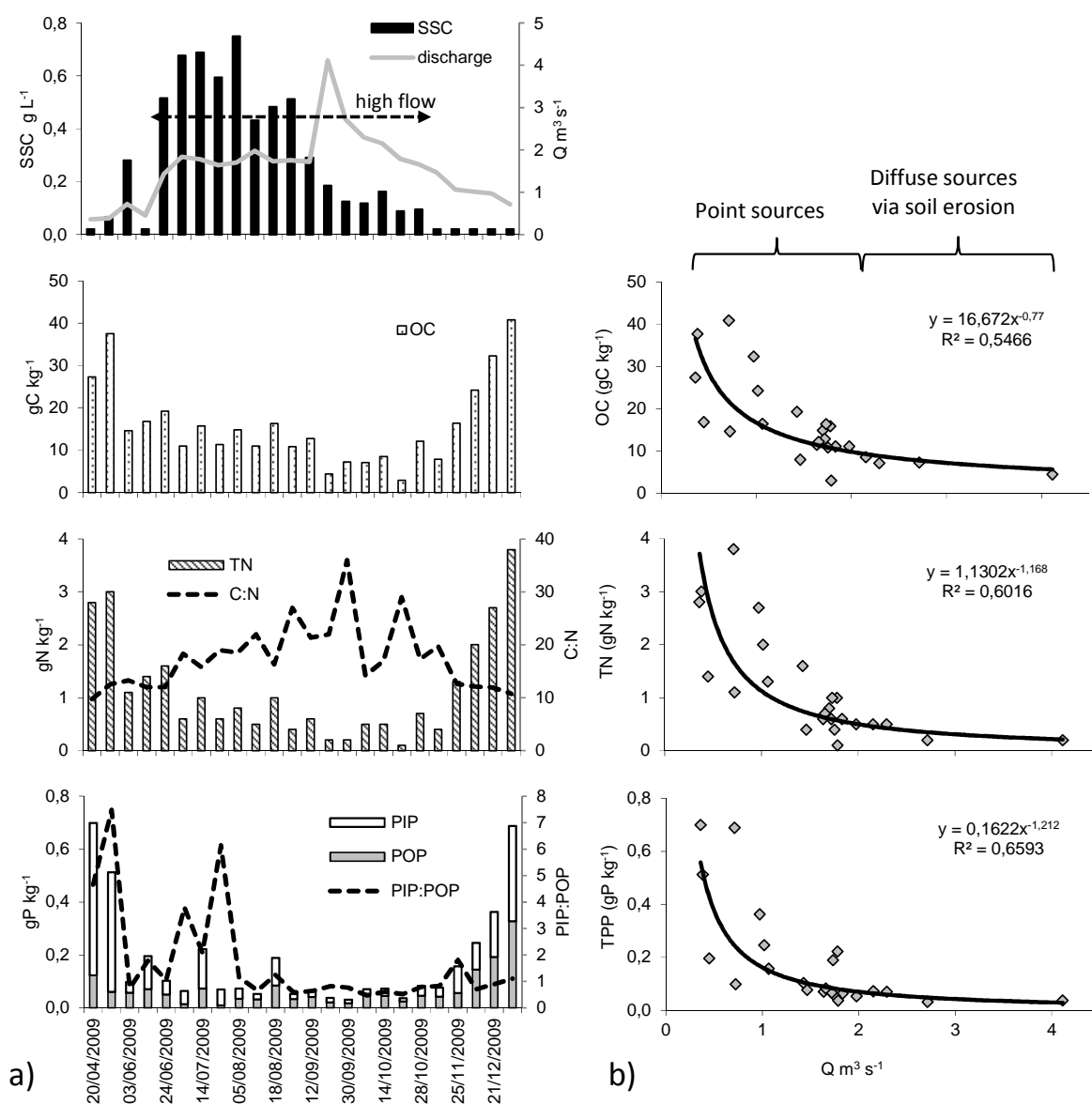


Figure 47 : a) Variabilité temporelle en 2009 des débits, MES, et contenus en C, N et P des MES à l'exutoire du bassin versant de Cointzio (Mexique) b) Relation entre le contenu en C, N, P des MES et le débit (d'après Némery et al. 2014 comm pers. ; Némery et al. in prep)

Pour tester cette approche, nous nous sommes basés sur l'étude du bassin versant mexicain où le traçage des sédiments a été mené par les deux approches conventionnelles (radioéléments et éléments géochimiques) et spectroscopie en Infrarouge (DRIFTS) (Evrard et al. 2013). Ce cas d'étude présente l'avantage de la présence d'une source principale de sédiment (les ravines), une faible variation de la granulométrie entre les sols sources et les sédiments aux exutoires et une forte connectivité qui assure un transfert rapide des sédiments pendant les crues (Duvert et al. 2010). Les sols sources et les MES aux exutoires utilisés pour le fingerprinting ont été analysés pour les contenus en C, N, P (selon les protocoles décrits dans Némery et al. 2016). Il ressort de cette analyse qualitative que les contenus en C, N, P des MES présentent une forte relation avec les débits, comme déjà discuté précédemment ; ils atteignent des valeurs minima pour les hauts débits qui sont comparables à celles des sols sources identifiés par le fingerprinting (Figure 47). Aussi ce cas simple nous encourage à tester une application des pourcentages de sols sources, identifiés par le

fingerprinting et dont on connaît les contenus en C, N, P, pour prédire les concentrations en C, N, P particulaire aux exutoires selon l'équation :

$$X \text{ calculé} = (\% \text{ sol source } 1 \times \text{contenu } X \text{ sol}) + (\% \text{ sol source } 2 \times \text{contenu } X \text{ sol}) + (\% \text{ sol source } i \times \text{contenu } X \text{ sol}) \dots \quad (\text{Eq } 5)$$

Avec X calculé = contenu C, N, P prédit dans les sédiments, contenu X sol = contenu C, N, P de chaque sol source et % sol source 1 et 2 = pourcentage des sols sources déterminé à partir du fingerprinting

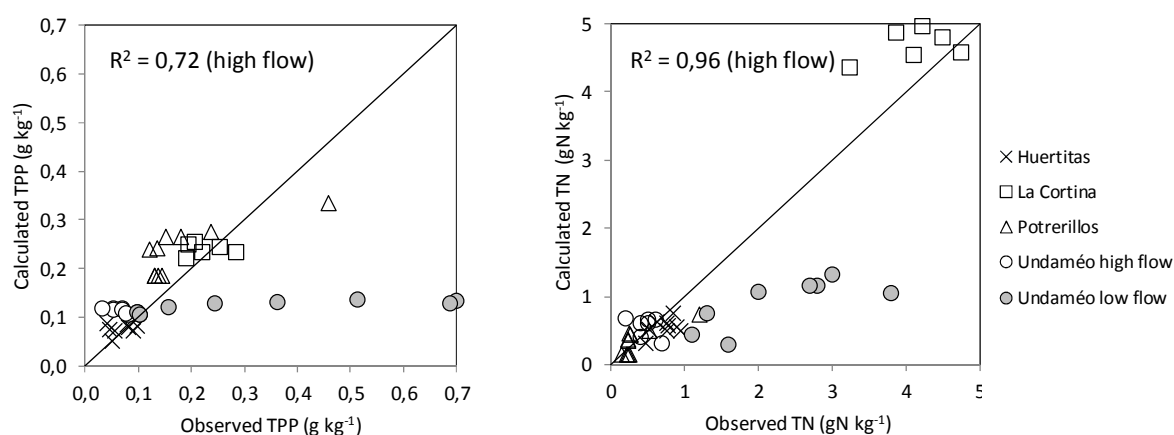


Figure 48 : Comparaison des contenus en C, N, P des sédiments prédits par l'application de la méthode de fingerprinting (Eq 5) et mesurés aux exutoires de 4 bassins versants au Mexique (d'après Némery et al. in prep)

Une première analyse de cette approche montre des résultats encourageants aux exutoires des différents sous bassins (Figure 48). L'analyse des ratios du fingerprinting des sédiments permet de retrouver les valeurs de contenus en C, N, P mesurées dans les MES lors des crues aux exutoires. Les prédictions sont plutôt bonnes dans les petits bassins versants amont ($< 12 \text{ km}^2$) où, comme nous l'avons vu, la connectivité et le transfert des sédiments est très rapide pendant des crues. On retrouve donc dans les MES la signature C, N, P des sols sources. Ce qui signifie que la prédiction des apports diffus particulaire semble possible à cette échelle de bassin versant. Pour l'exutoire du bassin à la station d'Undaméo (630 km^2), la prédiction est aussi correcte pendant les périodes de crues mais diverge complètement pendant la période de basses eaux (Figure 48). Ce résultat, assez peu surprenant puisque les zones sources ne sont pas activées en saison sèche, met aussi en évidence la présence d'apports ponctuels qui sont prépondérants dans le bassin (Figure 47 ; Némery et al. 2016).

Ces résultats préliminaires en cours de finalisation (Némery et al. in prep) permettront de quantifier précisément la contribution des apports diffus particuliers aux flux totaux à l'exutoire qui arrivent au réservoir de Contzio. Plusieurs hypothèses posées pour l'application du fingerprinting aux sources de C, N, P débouchent sur des questions d'ordre méthodologiques pour valider cette approche. Une hypothèse forte concerne la conservation de la signature en C, N, P depuis les zones sources jusqu'à l'exutoire. On sait que cette question est déjà soulevée pour le traçage des sédiments (Walling 2013). Cette conservation de la signature sera d'autant plus stable que le transfert des sédiments est rapide entre les zones sources et le chenal. Aussi la connectivité aura-t-elle un rôle essentiel dans l'application de ces méthodes. Ce test sur le bassin de Cointzio a été réalisé sur des échantillons moyens des MES transitées au cours d'une crue ou d'une période hydrologique, ce qui peut aussi expliquer la relative bonne réponse du fingerprinting appliqué à C, N, P.

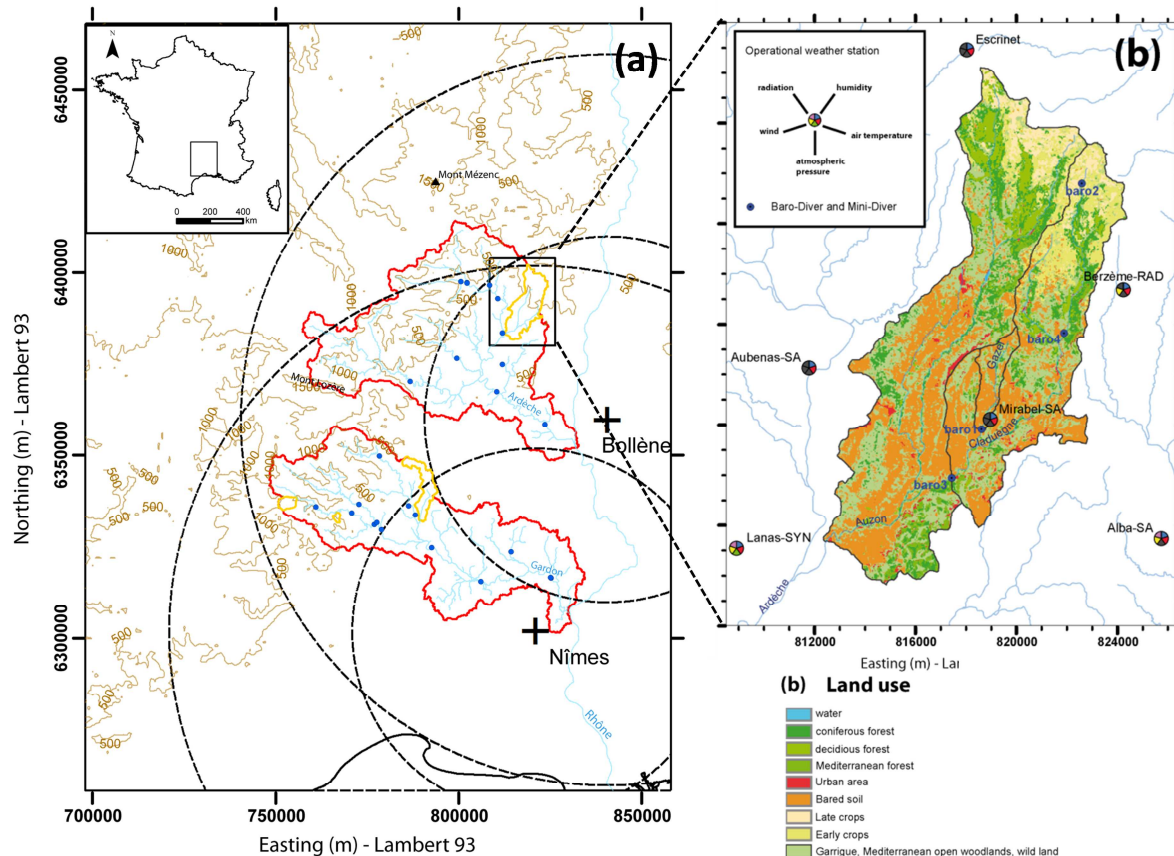


Figure 49 : a) Carte des zones d'étude de l'observatoire OHMCV et b) Zoom sur le bassin de l'Auzon et son occupation du sol (d'après Nord et al. in prep)

Pour tester si cette approche est transposable, nous proposons de l'appliquer à une zone d'étude située en France où le LTHE est très impliqué. Il s'agit du bassin versant de l'Auzon (116 km²) situé en Nord Ardèche qui fait partie de l'Observatoire Hydro Météorologique Cévennes Vivarais (OHMCV) (Figure 49). Ce bassin fait aussi partie du Réseau de Bassin Versant (RBV = réseau d'observation long terme de la Zone Critique). Il bénéficie d'équipements mis en place pendant le projet ANR FloodScale et d'instrumentations pour l'observation de la Zone Critique avec le projet CRITEX (Equipements d'Excellence). De plus, cette zone géographique recoupe le nouveau site Atelier « Rivières Cévennes » labellisé auprès de la ZABR récemment. Grâce à ces structures d'observations et ces projets, le bassin versant de l'Auzon et ses deux sous bassins de la Claduègne (43 km²) et du Gazel (3,4 km²) sont particulièrement bien instrumentés pour les suivis hydro sédimentaires par turbidimétrie et pour les précipitations à hautes résolution spatiale et temporelle dans un contexte de cours d'eau intermittents et d'évènements hydrologiques extrêmes (Nord et al. Data paper in prep). De plus, le contexte pédo-géologique est varié avec des zones de sols dégradés et des zones agricoles importantes (prairies et vignes) (Figure 49).

Au cours des années récentes, les échantillons de MES collectés aux exutoires du Gazel et de la Claduègne lors de crues ont été stockés dans une sédimenthèque au LTHE. Deux crues bien archivées et documentées (environ 15 d'échantillons par crue) ont été sélectionnées avec les collègues de l'équipe Hydrimz (Cédric Legout, pédo-hydrologue, et Guillaume Nord hydro-sédimentologue). Ces échantillons permettront d'analyser la variabilité entre crues, mais aussi au cours de l'évènement de crue lui-même. Avec l'obtention d'un financement en interne LTHE, nous allons analyser ces MES de crues en C, N, P au cours d'un stage de master 1 en avril 2016 (stage de Margot Hirigoyen) et compléter avec des échantillons de sol sources qui seront prélevés en fonction de la géologie et les types d'occupation du sol (sols dégradés, prairies, vignes). Nous appliquerons la méthode

fingerprinting alternative en spectrocolorimétrie UV (Legout et al. 2013), couplée à la méthode conventionnelle (géochimie et radioéléments) (collaboration LSCE ; Evrard et al. 2013).

Les attendus de cette étude exploratoire sont de deux ordres :

- 1) Quelle est la conservation de la signature C, N, P au cours d'un événement de crue ? En particulier si des différences entre les valeurs prédites et mesurées sont observées, comment les interpréter ? Quatre hypothèses sont envisagées i) les zones sources activées changent au cours de l'événement de crue ii) certaines sources C, N, P n'ont pas été prises en compte iii) la signature C, N, P a subi des transformations biogéochimiques au cours du transfert (adsorption/désorption ou dégradation) iv) des rejets ponctuels sont présents entre les zones sources et l'exutoire
- 2) Si les signatures C, N, P sont conservées peut-on envisager de les utiliser comme des traceurs intrinsèques des sources de sédiment ? Ce qui permettrait d'inclure ces signatures dans les modèles de mélange du fingerprinting et de rendre plus robustes ces méthodes dans un contexte agricole par exemple

On peut aussi envisager de coupler les résultats du fingerprinting C, N, P avec les méthodes de suivi des MES à haute fréquence par turbidité. Par analogie à ce qui est fait à partir de l'interprétation des relations MES/débit comme détaillé dans la première partie de ce document, les boucles d'hystérésis entre les éléments C, N, P particuliers et le débit peuvent également donner des informations sur leurs sources (Oeurng et al. 2011 ; Ramos et al. 2015).

Enfin ces méthodes de fingerprinting peuvent aussi permettre de mieux contraindre les modèles de prévisions de flux de sédiments et de nutriments particuliers (Davison et al. 2007). Ce travail de combinaison entre fingerprinting et modèle de transport de sédiment est actuellement en cours dans l'équipe Hydrimz (HDR Legout 2015). Une perspective prometteuse de ces approches consisterait à intégrer le transport en phase particulaire (C, N, P) pour mieux prédire les flux et sources de ces éléments aux exutoires des bassins versants agricoles.

4.2 Rapport C:N:P:Si et eutrophisation côtière

Nous avons déjà évoqué dans ce document le cas du Vietnam avec l'étude menée sur le delta du Fleuve Rouge. Depuis deux ans, l'équipe Hydrimz est impliquée dans les actions de recherche menées au Centre de Recherche Asiatique sur l'Eau dans le Sud Vietnam. A l'instar de la ville d'Hanoï, et comme la plupart des grandes villes d'Asie du Sud-Est, la capitale économique Ho Chi Minh Ville (HCMV, 8 millions d'habitants) est en pleine expansion démographique (3% par an) et économique (GDP 10% par an). Située en zone tropicale, sous un régime climatique alternant mousson et période sèche, HCMV est traversée par la rivière Saigon (bassin versant de 4717 km² ; 250 km de long) et dispose d'un système de canaux très important de plus de 160 km qui quadrillent la ville (Figure 50). La rivière Saigon et les canaux sont soumis à un régime tidal semi diurne et à un gradient de salinité pouvant remonter dans les canaux de la ville (Figure 51). Suivant les études, moins de 1% à 10% des eaux domestiques et industrielles sont collectées et traitées avant d'être directement rejetées dans les canaux de la ville (Marcotullio 2007) où l'on observe des fortes désoxygénations (Figure 51). Les enjeux régionaux sont forts avec la présence en aval d'HCMV de grandes zones de production aquacole au sein de la zone protégée de la mangrove de Can Gio (20 000 ha, classée « réserve de la biosphère » par l'UNESCO). Aussi les autorités locales vietnamiennes sont de plus en plus préoccupées par l'accroissement des risques de dégradation de la ressource en eau et en particulier l'eutrophisation de la rivière Saigon et de la zone côtière.

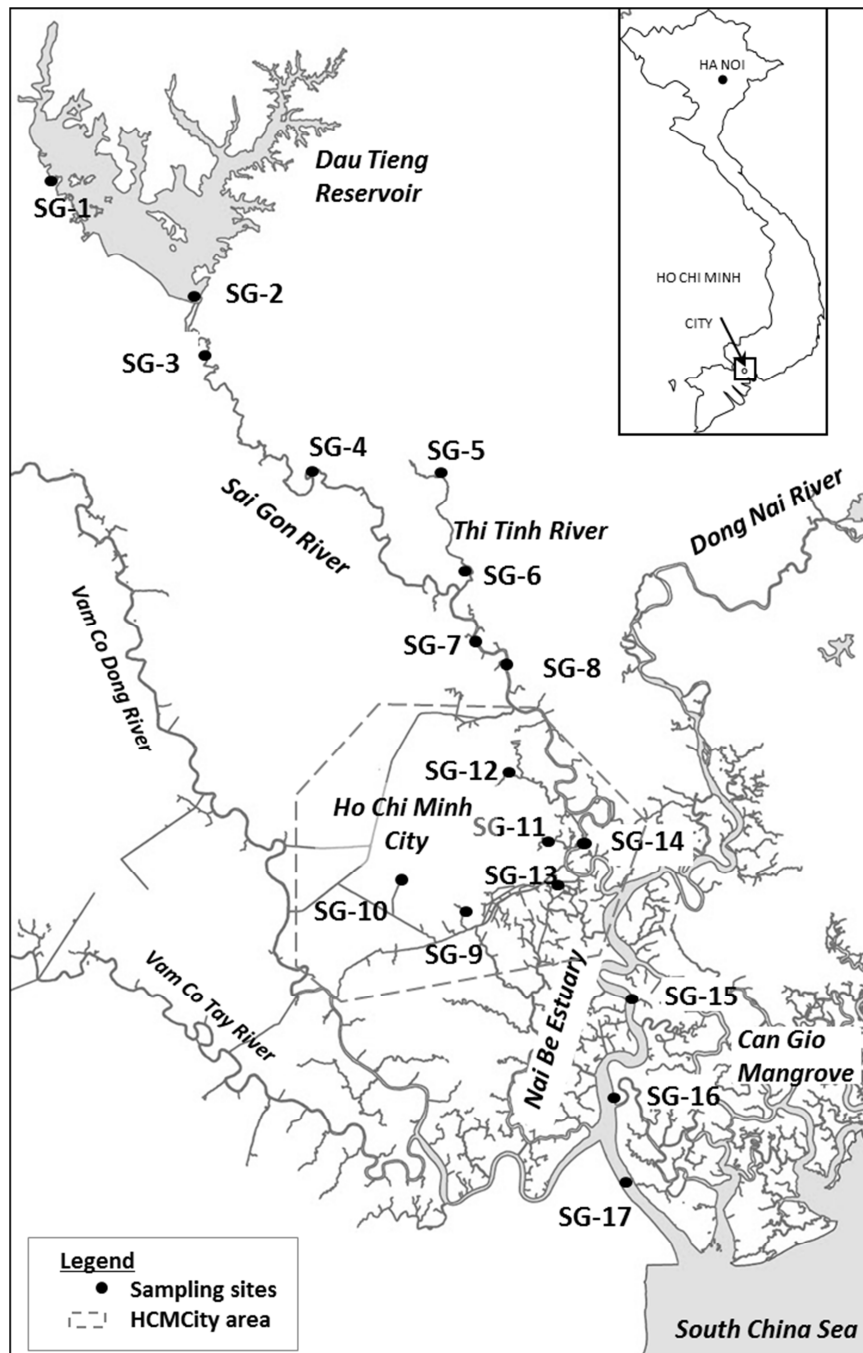


Figure 50 : Carte du bassin versant de la Saigon River (SG1 à S17 = site de prélèvements)

Nous avons vu dans ce document le rôle des éléments N et P dans l'eutrophisation mais nous n'avons fait que peu de cas de l'élément Silice (Si). Pourtant cet élément, souvent absent des monitoring de routine, est essentiel pour certaines espèces phytoplanctoniques (les Diatomées). Il est ainsi désormais reconnu que les causes de l'eutrophisation côtière ne sont pas seulement dues aux apports en N et P mais également aux déséquilibres des ratios N:P:Si (Turner et al. 2006 ; Garnier et al. 2010). Les sources de Si proviennent essentiellement du lessivage naturel des roches et les concentrations et flux sont directement liés aux régimes hydrologiques et de température dans les bassins versants (Conley and Carey 2015). En conséquence, une augmentation des flux de N et P par rapport aux flux de Si favorisent les espèces phytoplanctoniques indésirables et toxiques telles que les Dinoflagellés ou les Cyanobactéries (Billen et al. 2007). Ces changements de diversité phytoplanctonique ont par exemple été observés dans l'estuaire Bach Dang dans le delta du Fleuve

Rouge (Chu et al. 2014). De plus, les flux de Si pourraient être impactés dans un futur proche dans les zones tropicales. En effet une récente étude a mis en évidence l'importance de Si pour les cultures telles que le riz, la canne à sucre, et le maïs (Nguyen et al. 2016). L'accumulation de Si dans les feuilles de ces plantes cultivées peut augmenter leur résistance à la sécheresse. Dans les cultures irriguées comme le riz, les pertes diffuses de Si issues des résidus de cultures peuvent être importantes suite aux périodes de crue dans les zones deltaïques. Aussi la question de la fertilisation en Si de ces cultures se pose et pourrait bouleverser de nouveau les équilibres biogéochimiques N:P:Si.

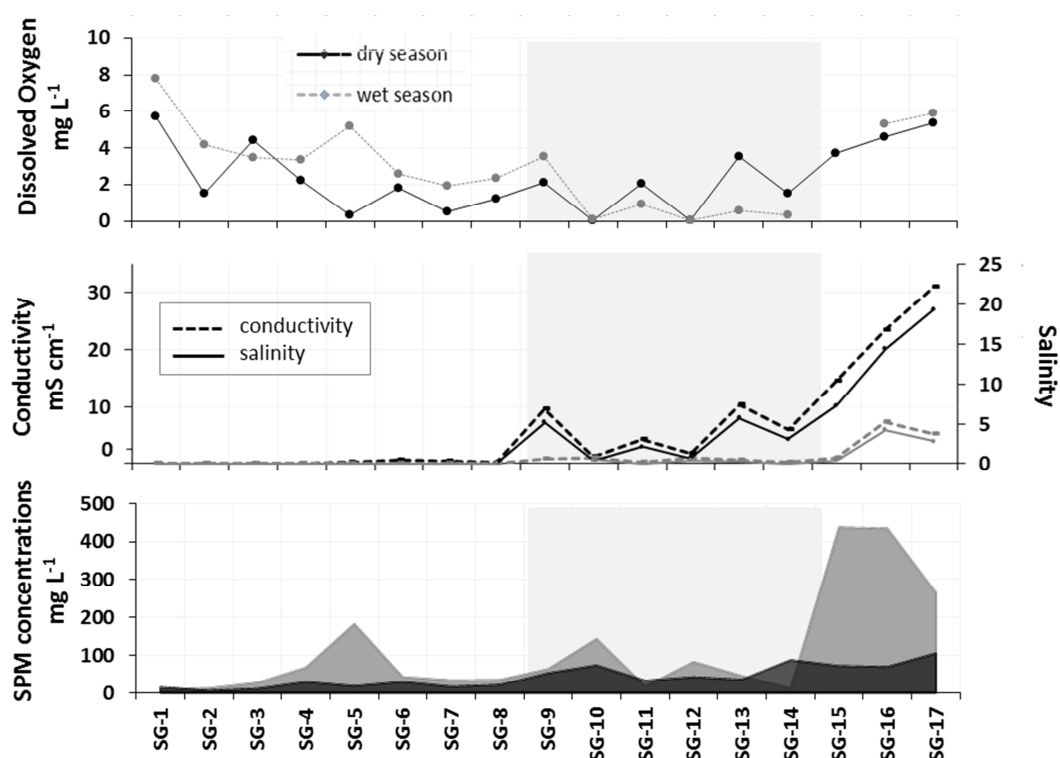


Figure 51 : Evolution de l'amont vers l'aval de la concentration en O_2 dissous, de la conductivité et de la salinité et des concentrations en MES en saisons sèche et humide dans la rivière Saigon : la partie grisée indique les canaux de la zone urbaine (d'après Strady et al. Submitted)

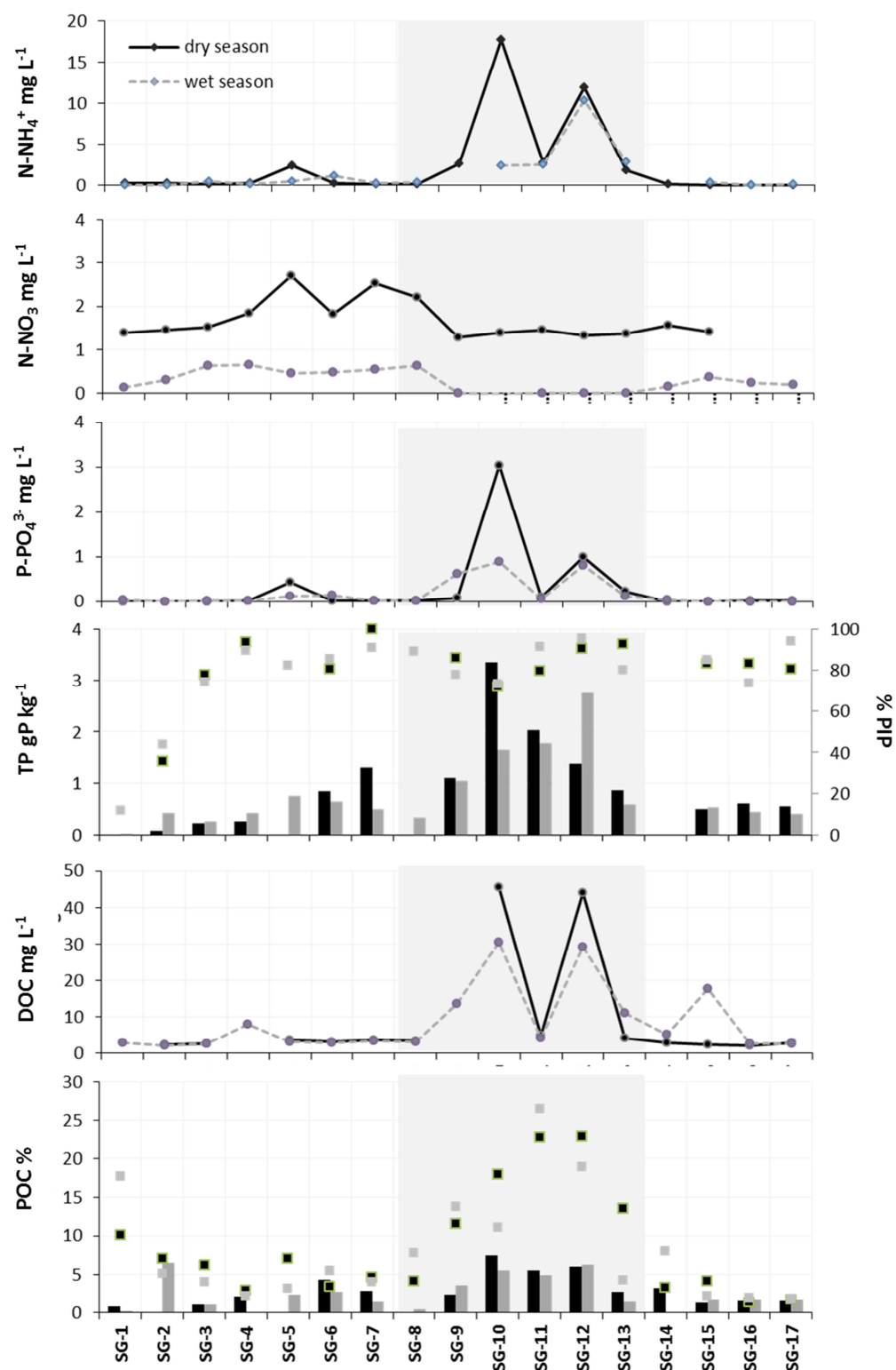


Figure 52 : Evolution de l'amont vers l'aval des concentrations en C, N, P en phase dissoute dans l'eau et particulaire dans les sédiments déposés en saisons sèche et humide dans la rivière Saigon : la partie grisée indique les canaux de la zone urbaine (d'après Strady et al. Submitted)

Une première étude diagnostique menée en 2013 et 2014 sur la rivière Saigon entre saison sèche et saison humide révèle des niveaux de concentrations en nutriments dissous et particulaires qui sont alarmants à proximité de la zone urbaine de HCMV (Figure 52). En particulier, les concentrations sont très élevées au niveau des points de rejet dans les canaux de la ville, alors que les concentrations apparaissent moins préoccupantes en amont (Strady et al. Submitted). Les sédiments semblent accumuler une proportion importante de C, N, P. Les MES augmentent significativement pendant la saison humide et atteignent des concentrations de l'ordre de 400 mg L⁻¹ dans la zone estuarienne (Figure 51). Aussi il apparaît nécessaire d'établir un bilan des sources ponctuelles et diffuses dans la rivière Saigon pour l'interprétation de ces premiers résultats. L'impact en aval sur la rivière Saigon et son estuaire semble, à première vue, limité et la question se pose de l'effet des transformations biogéochimiques qui s'opèrent dans le gradient de salinité de la zone aval estuarienne.

Aussi, dans la perspective d'avoir une vision d'ensemble de la dynamique de C, N, P et Si dans la rivière Saigon et d'évaluer le risque d'eutrophisation nous proposons de répondre à trois questions listées ci-dessous. Ces trois questions sont au cœur de la thèse de Tuyet Nguyen (co-encadrement avec Nicolas Gratiot et Nguyen Tan Phong) qui a débuté en novembre 2015 et aussi du projet SAIGON RIVER financé par la région Rhône Alpes (2016-2018).

- 1) Quelles sont les apports ponctuels au niveau d'HCMV et quelle est leur part par rapport aux apports diffus amont ?

Au vu des premiers résultats obtenus sur les profils longitudinaux il semble primordial d'estimer la part des apports ponctuels provenant de HCMV. Comme ce qui a été fait sur le delta du Fleuve Rouge (Luu et al. 2012), nous proposons de mener des enquêtes et des recherches bibliographiques pour estimer les volumes et la qualité d'eaux usées déversées (données hydrologiques, nutriments, matière organique, % de raccordement, historique des aménagements). Ces données seront obtenues auprès des partenaires vietnamiens locaux, DOSTE (Department of Science and Technology de la ville d'Ho Chi Minh), DONRE (Department of National Research and Environment) et des partenaires français impliqués dans le projet SAIGON RIVER, PADDI (centre de prospective et d'étude urbaine à Ho Chi Minh), IAO (Institut d'Asie et d'Orient, ENS Lyon). Le projet SAIGON RIVER aborde la question du lien entre le développement urbain de la ville d'HCMV et les évolutions de contamination dans une trajectoire historique. Les partenaires de ce projet apporteront des outils d'étude complémentaires de nos approches (volet carottage sédimentaire avec IRSTEA Lyon, outil SIG historique de l'urbanisation avec l'IAO et le PADDI). Les apports diffus amont seront estimés sur la base des relations débit/MES/concentrations telles que nous les avons présentées dans la partie 2 de ce document.

- 2) Quelles sont les transformations biogéochimiques qui s'opèrent dans la zone estuarienne ?

Comme nous l'avons déjà évoqué dans ce document, les MES vont jouer un rôle important dans les mécanismes d'adsorption/désorption et de minéralisation dans l'estuaire. La dynamique sédimentaire en milieu estuarien (en particulier les mécanismes qui gouvernent la floculation des sédiments cohésifs) est influencée par le gradient de salinité et par le niveau de turbulence. Ces deux variables sont gouvernées par les cycles tidaux et les variations saisonnières des débits qui sont très contrastés sous le climat tropical du Vietnam (Lefebvre et al. 2012 ; Mari et al. 2012). La réactivité des particules vis à vis des nutriments est donc dépendante de l'hydrodynamique estuarienne (Statham 2012). Pour aborder cette question, nous proposons de mener des expérimentations en laboratoire en milieu contrôlé de turbulence et de salinité. Pour ce faire nous nous appuierons sur l'expertise des collègues sédimentologues de l'équipe (Nicolas Gratiot en particulier) et de plusieurs instruments achetés récemment (granulomètre portable de type LISST-XR) ou développés au laboratoire LTHE (SCAF = Système de Caractérisation des Agrégats des Flocs) dans le cadre du projet ANR JCJC SCAF (Wendling et al. 2015). Ces instruments permettent une caractérisation physique des

particules au travers de la mesure des concentrations, de la granulométrie et des vitesses de chute. Les expériences seront réalisées dans des cuves d'agitation de type Gator Jar (Keyvani and Strom 2014) à partir d'échantillons de MES collectés sur le terrain (Truong et al. 2015). Les échantillons seront analysés en C, N, P (inorganique et organique). Les cinétiques d'adsorption/désorption du phosphore seront réalisées en conditions expérimentales et en gradient de concentration et formalisées par l'approche des isothermes d'absorption de type Langmuir (Vilmin et al. 2015). En parallèle, nous bénéficierons de la collaboration entamée avec le professeur Nguyen Tan Phong d'HCMUT, venu en juin 2015 au LTHE sur une campagne chercheur invité G-INP, pour étudier la minéralisation de l'azote organique particulaire selon les mêmes conditions expérimentales (Truong et al. 2015). L'équipe Hydrimz compte également des collègues géochimistes qui pourront apporter leur expertise. Nous devrions être capables, au terme de ces expérimentations, de caractériser l'amplitude des variations d'adsorption/désorption du phosphore et de minéralisation de l'azote organique selon les gradients de salinité, de turbulence et de concentrations en MES et ainsi, être éclairés sur les processus biogéochimiques de contrôle des nutriments dans l'estuaire.

- 3) Quels sont les flux de C, N, P, Si exportés en aval à la zone côtière (avec pour perspective d'évaluer le risque d'eutrophisation pour la zone estuarienne aval et la Mangrove de Can Gio) ?

Il existe un programme de monitoring de qualité d'eau et de variables hydrologiques (hauteur d'eau) assuré par le DONRE (Department of National Research and Environment). Nous avons pu obtenir ces bases de données depuis 2007 sur une vingtaine de points de mesure dans le bassin versant de la rivière Saigon. La fréquence, mensuelle pour les variables de qualité d'eau (classiquement MES, P_{tot}, N_{tot}), permet d'avoir une première idée de la variabilité spatiale et saisonnière (comm pers. Nguyen et al. 2016). Depuis avril 2015, nous avons mis en place un suivi bi-mensuel avec l'appui technique et logistique du CARE et d'Emilie Strady (géochimiste IRD et membre de l'équipe Hydrimz) en quatre points de la rivière Saigon permettant de contrôler l'amont et l'aval d'HCMV, l'affluent de la Dong Nai River et le point le plus aval qui servira de référence pour l'exutoire du bassin. Durant les campagnes de mesures, les paramètres physico-chimiques sont mesurés *in situ* (T°C, pH, turbidité, O₂ dissous, redox, etc...) et des échantillons d'eau brute (pour P_{tot}, N_{tot}, MES), d'eau filtrée (pour DOC, PO₄, NH₄, NO₃, SiO₂ et chlorophylle *a*) et de MES (pour P inorganique et organique, N organique, C organique) sont prélevés. Pour évaluer la représentativité de l'échantillonnage et les possibles variations des paramètres nous prévoyons de réaliser des campagnes de mesure durant un cycle de marée complet sur 24 heures.

La plus grosse difficulté pour assurer les calculs de flux sont les débits. L'hydrologie de la zone estuaire (tidale) est complexe comme nous l'avons vu sur la Day River dans le delta du Fleuve Rouge (Luu et al. 2010). En effet, dans cette zone sous influence tidale, les débits s'inversent au cours d'un cycle de marée, rendant difficile l'estimation des débits et donc des flux de nutriments à la zone côtière. Pour résoudre ce point dur, un suivi hydrométrique sur 24 heures est nécessaire afin d'estimer le débit résiduel dans différentes conditions hydrologiques et de marées. Une première campagne de mesure en utilisant un ADCP (mesure hydroacoustique des vitesses et des débits) sera réalisée en septembre 2016 en partenariat avec les collègues IRSTEA Lyon dans le cadre du projet SAIGON RIVER et d'un projet soumis au LabexOsug 2020. L'obtention de plusieurs estimations de débits dans des conditions hydrologiques contrastées permettra de reconstituer les débits à partir des chroniques de hauteurs d'eau mesurées par le DONRE et de mesurer des flux C, N, P, Si.

Enfin, pour évaluer le risque d'eutrophisation de la zone côtière nous nous baserons sur l'indicateur d'eutrophisation potentielle (ICPE = Indicator of Coastal Eutrophication Potential) développé pour le bassin de la Seine (Billen and Garnier 2007 ; Garnier et al. 2010) et appliqué sur le delta du Fleuve Rouge (Luu et al. 2012). Les ratios des flux N, P et Si seront analysés selon cet indicateur qui permet de définir un risque faible d'eutrophisation côtière dans le cas où Si est en excès par rapport à P ou N et un risque élevé (c'est-à-dire prolifération d'algues indésirables) dans le cas contraire.

Conclusion générale

Ce travail de synthèse de mes activités de recherche depuis 15 ans tente de mettre en cohérence les travaux menés d'une part sur la dynamique sédimentaire dans les bassins versants et d'autre part sur les grands cycles biogéochimiques C, N, P. J'aborde cette nouvelle étape de ma carrière scientifique avec les idées plus claires sur les thématiques de recherche que je souhaite poursuivre. On voit dans cette approche autour de la cascade sédimentaire et de la Zone Critique que les collaborations sont indispensables pour répondre aux questions scientifiques sur la compréhension globale du transfert particulaire. Sur les parties amont des bassins versants la dynamique de C, N, P peut s'apparenter à un système transférant via la mobilité rapide des MES. Au contraire, le continuum en aval des grands bassins versants est plutôt de type transformant avec de nombreux processus biogéochimiques qui modifient le transport et biodisponibilité des éléments C, N, P. Aussi une approche intégrée au carrefour de l'hydrologie, de la sédimentologie, de la biogéochimie et de la pédologie est nécessaire.

Les enjeux sociétaux liés au transport sédimentaire dans les bassins versants anthropisés sont nombreux. Si l'on veut optimiser les règles de bonne gestion des flux sédimentaires dans les rivières aménagées, il est nécessaire de continuer les développements méthodologiques pour améliorer les connaissances sur les modalités de départ des sédiments depuis les zones sources et sur les modes de transport en rivière. On s'aperçoit aussi qu'une analyse détaillée des processus physiques de mobilité des sédiments permet d'améliorer la compréhension de la dynamique du transport des substances associées. Nous avons fait état des nutriments et du carbone mais cela concerne aussi toutes les substances polluantes hydrophobes dont le transport sera facilité en phase particulaire (HAP, métaux, PCB, etc...).

L'eutrophisation des milieux aquatiques reste d'actualité dans les pays industrialisés dans un contexte de réchauffement climatique. Malgré des efforts importants de la collectivité pour réduire les apports ponctuels en nutriments, des inquiétudes subsistent par rapport aux stocks de nutriments accumulés dans les sols agricoles. Comment gérer ces stocks ? Dans un contexte de ressources naturelles limitées, comme pour le phosphore, la question de la réutilisation des nutriments se pose. On peut aussi raisonnablement se poser la question : jusqu'où faut-il aller dans la réduction des apports en nutriments aux milieux aquatiques ? N'allons-nous pas changer radicalement le fonctionnement des hydrosystèmes anthropisés ? La question est en débat : en témoignent les revendications des pêcheurs professionnels du lac Léman qui observent une baisse des stocks de poissons depuis plusieurs années et demandent plus de phosphore dans le lac pour accroître la productivité de l'écosystème¹.

Dans les pays émergents en zone tropicale, la situation de l'eutrophisation est critique. Dans les grandes agglomérations, la priorité est donnée à la collecte et aux traitements des eaux usées mais l'accélération des activités agricoles risque de maintenir l'eutrophisation dans les eaux continentales et côtières dans le futur.

¹ Les lacs sont-ils devenus trop propres pour les poissons ? Bulletin de l'ASL n°84 juin 2012

Références

- Aïssa-Grouz N (2015) Eutrophisation et dynamique du phosphore et de l'azote en Seine. Un nouveau contexte suite à l'amélioration du traitement des eaux usées. Thèse de l'Université Paris 6 239p
- Alcocer J and Bernal-Brooks FW (2010) Limnology in Mexico. *Hydrobiologia* 644:15–68
- Anderton SP, Latron J, White SM, Llorens P, Gallart F, Salvany C, O'Connell PE (2002) Internal evaluation of a physically-based distributed model using data from a Mediterranean mountain catchment. *Hydrological Earth Systems Science* 6:67–83
- Antoine G, Jodeau M, Camenen B, Esteves M, Némery J, Lauters F (2013) Estimation des flux sédimentaires et des incertitudes associées, lors des chasses de l'Arc de 2006 à 2011. *La Houille Blanche* 4:43-49
- Arnaud J, Dutordoir S, Némery J, Belleudy P (2013) Influence of flow measurement uncertainty related to the calculation of TSS and particulate organic carbon fluxes: application to an alpine river (Isère, France). *La Houille Blanche* 4:37-42
- Asselman NEM (1999) Suspended sediment dynamics in a large drainage basin: the River Rhine. *Hydrological Processes* 13:1437–1450
- Balakrishna K, Probst JL (2005) Organic carbon transport and C/N ratio variations in a large tropical river: Godavari as a case study, India. *Biogeochemistry* 73:457-473
- Billen G, Garnier J, Némery J, Sebilo M, Sferratore A, Barles S, Benoit M & Benoît P (2007) A long term perspective on nutrient transfers through the Seine river continuum. *The Science of the Total Environment* 375(1-3):80-97
- Billen G, Garnier J (2007) River basin nutrient delivery to the coastal sea: assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae. *Marine Chemistry* 106:148–160
- Billen G, Garnier J, Lassaletta L (2013) The nitrogen cascade from agricultural soils to the sea: modelling nitrogen transfers at regional watershed and global scales. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 368(1621) 10.1098/rstb.2013.0123
- Bosch NS, Allan JD (2008) The influence of impoundments on nutrient budgets in two catchments of Southeastern Michigan. *Biogeochemistry* 87:325–338
- Boulton AJ, Boyero L, AP, Dobson CM, Lake S, Pearson R (2008) Are tropical streams ecologically different from temperate streams? chapter 9 in Dudgeon D (eds) *Tropical Stream Ecology*. San Diego: Academic Press 257p
- Bouwman AF, Bierkens MFP, Griffioen J, Hefting MM, Middelburg JJ, Middelkoop H, Slomp CP (2013) Nutrient dynamics, transfer and retention along the aquatic continuum from land to ocean: towards integration of ecological and biogeochemical models. *Biogeosciences* 10:1-13
- Bowes MJ, Jarvie HP, Halliday SJ, Skeffington RA, Wade AJ, Loewenthal M, Gozzard E, Newman JR, Palmer-Felgate EJ (2015) Characterising phosphorus and nitrate inputs to a rural river using high-frequency concentration–flow relationships. *Science of the Total Environment* 511:608–620
- Bracken LJ, Turnbull L, Wainwright J, Bogaart P (2015) Sediment connectivity: a framework for understanding sediment transfer at multiple scales. *Earth Surface Processes and Landforms* 40(2):177-188
- Brandt SA (2000) A review of reservoir desiltation. *International Journal of Sediment Research* 15:321–342
- Brasington J, Richards K (2000) Turbidity and suspended sediment dynamics in small watersheds in the Nepal Middle Hills. *Hydrological Processes* 14(14):2559–2574

- Bravo-Espinosa M, Mendoza ME, Medina-Orozco L, Prat C, García-Oliva F, López-Granados E (2009) Runoff, soil loss, and nutrient depletion under traditional and alternative cropping systems in the Transmexican Volcanic Belt, Central Mexico. *Land Degradation Development* 20(6):640–653
- Brooks PD, Chorover, J, Fan Y, Godsey SE, Maxwell RM, McNamara JP, Tague C (2015) Hydrological partitioning in the critical zone: Recent advances and opportunities for developing transferable understanding of water cycle dynamics. *Water Resources Research* 51:6973–6987
- Burford MA, Green SA, Cook AJ, Johnson SA, Kerr JG, O'Brien KR (2012) Sources and fate of nutrients in a subtropical reservoir. *Aquatic Sciences* 74:179–190
- Burt TP, Allison RJ (Eds.), (2010) *Sediment Cascades: An integrated approach*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester and UK, 449p DOI: 10.1002/9780470682876
- Cerdan O, Govers G, Le Bissonnais Y, Van Oost K, Poesen J, Saby N, Gobin A, Vacca A, Quinton J, Auerswald K, Klik A, Kwaad FJPM, Raclot D, Ionita I, Rejman J, Rousseva S, Muxart T, Roxo MJ, Dostal T (2010), Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. *Geomorphology* 122:167–177
- Chanudet V, Descloux S, Harby A, Sundt H, Brakstad BHØ, Serça D, Guérin F (2011) Gross CO₂ and CH₄ emissions from the Nam Ngum and Nam Leuk sub-tropical reservoirs in Lao PDR. *Science of the Total Environment* 409:5382–5391
- Chardon WJ and Schoumans OF (2002) Phosphorus losses from agricultural soils: processes at the field scale, COST Action 832, 137 pp., Alterra, Wageningen, Netherlands
- Cheviron B, Delmas M, Cerdan O, Mouchel JM (2014) Calculation of river sediment fluxes from uncertain and infrequent measurements. *Journal of Hydrology* 508:364–373
- Chu TV, Torréton JP, Mari X, Nguyen HMT, Pham KT, Pham TT, Bouvier T, Bettarel Y, Pringault O, Bouvier C, Rochelle-Newall E (2014) Nutrient ratios and the complex structure of phytoplankton communities in a highly turbid estuary of Southeast Asia. *Environmental Monitoring Assessment* 186:8555–8572
- Cole JJ, Prairie YT, Caraco NF, McDowell WH, Tranvik LJ, Striegl RG, Duarte CM, Kortelainen P, Downing JA, Middelburg JJ (2007) Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems* 10:172–185
- Collins AL, Walling DE (2004) Documenting catchment suspended sediment sources: Problems, approaches and prospects. *Progress in Physical Geography* 28:159–196
- Conley DJ, Paerl HW, Howarth RW, Boesch DF, Seitzinger SP, Havens KE, Lancelot C, Likens GE (2009) Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. *Science* 323:1014–1015
- Conley and Carey (2015) Silica cycling over geologic time. *Nature Geoscience* 8(6)431–432
- Cooper RJ, Pedentchouk N, Hiscock KM, Disdler P, Krueger T, Rawlins BG (2015) Apportioning sources of organic matter in streambed sediments: An integrated molecular and compound-specific stable isotope approach. *Science of the Total Environment* 520:187–197
- Coyne A, Schafer J, Hurtrez JE, Dumas J, Etcheber H, Blanc G (2004) Sampling frequency and accuracy of SPM flux estimates in two contrasted drainage basins. *Science of the Total Environment* 330(1-3):233–247
- Coyne A, Seyler P, Etcheber H, Meybeck M, Orange D (2005) Spatial and seasonal dynamics of total suspended sediment and organic carbon species in the Congo River. *Global Biogeochemical Cycles* 19 (4) GB4019
- Crosa G, Castelli E, Gentili G, Espa P (2010) Effects of suspended sediments from reservoir flushing on fish and macroinvertebrates in an alpine stream. *Aquatic Sciences* 72(1):85–95
- Cugier P, Billen G, Guillaud JF, Garnier J, Ménesguen A (2005) Modelling the eutrophication of the Seine Bight (France) under historical, present and future riverine nutrient loading. *Journal of Hydrology* 304:381–396

Cunha DGF, de Carmo Calijuri MC, Dodds WK (2014) Trends in nutrient and sediment retention in Great Plains reservoirs (USA). *Environmental Monitoring Assessment* 186:1143–1155

Cunha DGF, Benassi SF, Bortoletto de Falco P, Calijuri MC (2015) Trophic state evolution and nutrient trapping capacity in a transboundary subtropical Reservoir: A 25-Year Study. *Environmental Management* DOI 10.1007/s00267-015-0633-7

Dai SB, Yang SL, Cai AM (2008) Impacts of dams on the sediment load of the Pearl River, southern China. *Catena* 76:36–43

Dang TH, Coynel A, Orange D, Blanc G, Etcheber H, Le LA (2010) Long term monitoring (1960–2008) of the river-sediment transport in the Red River Watershed (Vietnam): temporal variability and dam-reservoir impact. *Science of the Total Environment* 408:4654–4664

Davison PS, Withers PJA, Lord EI, Betsona MJ, Strömqvista J (2008) PSYCHIC – A process-based model of phosphorus and sediment mobilisation and delivery within agricultural catchments. Part 1: Model description and parameterization. *Journal of Hydrology* 350(3–4):290–302

Delmas M, Cerdan O, Cheviron B, Mouchel JM, Eyrolle F (2012) Sediment export from French rivers to the sea. *Earth Surface Process Landforms* 2012:37:754–62.

Delmas M, Saby N, Arrouays D, Dupas R, Lemercier B, Pellerin S, Gascuel-Oudoux C (2015) Explaining and mapping total phosphorus content in French topsoils. *Soil Use Management* doi: 10.1111/sum.12192

de Vente J, Verduyn R, Verstraeten G, Vanmaercke M, Poesen J (2011) Factors controlling sediment yield at the catchment scale in NW Mediterranean geoeosystems. *Journal of Soils Sediments* 11:690–707

de Vente J, Poesen J, Verstraeten G, Govers G, Vanmaercke M, Van Rompaey A, Arabkhedri M, Boix-Fayos C (2013) Predicting soil erosion and sediment yield at regional scales: Where do we stand? *Earth Science Reviews* 127:16–29

Descloux S, Datry T, Marmonier P (2013) Benthic and hyporheic invertebrate assemblages along a gradient of increasing streambed colmation by fine sediment. *Aquatic Sciences* 75: 493–507

Descroix L, Mathys N (2003) Processes, spatio-temporal factors and measurements of current erosion in the french southern alps: a review. *Earth Surface Processes and Landforms* 28:993–1011

Doan TKP, Némery J, Schmid M, Gratiot N (2015) Eutrophication of turbid tropical reservoir: modelling the case of Cointzio Mexico. *Ecological Informatics* 29:192-205 doi: 10.1016/j.ecoinf.2015.01.006

Doan TPK (2014) Fonctionnement biogéochimique d'un barrage tropical : modélisation du système turbide de Cointzio (Mexique). Thèse de l'Université Joseph Fourier 226p

Dodds WK, Bouska WW, Eitzmann JL, Pilger TJ, Pitts KL, Riley AJ, Schloesser JT, Thornbrugh DJ (2008) Eutrophication of US freshwaters: analysis of potential economic damages. *Environmental Science & Technology* 43:12–19

Doetterl S, Van Oost K, Six J (2012) Towards constraining the magnitude of global agricultural sediment and soil organic carbon fluxes. *Earth Surface Processes and Landforms* 37:642–655

Downing J (2006) Twenty-five years with OBS sensors: The good, the bad, and the ugly. *Continental Shelf Research* 26(17–18):2299–2318

Dumas D (2007) The results of 10 years of daily observations of the flux of suspended matter in one of the main watercourses in the European Alps: the Isère at Grenoble (France). *Compte Rendu de l'Académie des Sciences-Geoscience* 339: 810–819

Dupas R, Delmas M, Dorioz JM, Garnier J, Moatar F, Gascuel-Oudoux C (2015a) Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators* 48:396-407

Dupas R, Gascuel-Oudou C, Gilliet N, Grimaldi C, Gruau G (2015b) Distinct export dynamics for dissolved and particulate phosphorus reveal independent transport mechanisms in an arable headwater catchment. *Hydrological Processes* 29:3162–3178

Dutordoir S (2014) Bilan des flux de métaux, carbone et nutriments contenus dans une rivière alpine : part des rejets urbains de l'agglomération de Grenoble et apports amont (Isère et Drac). Thèse de l'Université Joseph Fourier 366p

Duvert C, Gratiot N, Evrard O, Navratil O, Némery J, Prat C, Esteves M (2010) Drivers of erosion and suspended sediment transport in three headwater catchments of the Mexican Central Highlands. *Geomorphology* 123: 243-256

Duvert C, Gratiot N, Némery J, Burgos A, Navratil O (2011) Sub-daily variability of suspended sediment fluxes in small mountainous catchments: implications for community-based river monitoring. *Hydrological Earth Systems Sciences* 15:703-713

Duvert C, Nord G, Gratiot N, Navratil O, Nadal-Romero N, Mathys N, Némery J, Regüés D, Garcia-Ruiz JM, Gallart F & Esteves M (2012) Towards prediction of suspended sediment yield from peak discharge in small erodible mountainous catchments (0.45–22 km²) of France, Mexico and Spain. *Journal of Hydrology* 454:42-55

Eder A, Strauss P, Krueger T, Quinton JN (2010) Comparative calculation of suspended sediment loads with respect to hysteresis effects (in the Petzenkirchen catchment, Austria). *Journal of Hydrology* 389:168-176

Edwards AC and Withers PJA (2008) Transport and delivery of suspended solids, nitrogen and phosphorus from various sources to freshwaters in the UK. *Journal of Hydrology* 350:144–153

Elser J and E Bennett (2011) Phosphorus cycle: a broken biogeochemical cycle. *Nature* 478:29–31

Etcheber H, Taillez A, Abril G, Garnier J, Servais P, Moatar F, Commarieu MV (2007) Particulate organic carbon in the estuarine turbidity maxima of the Gironde, Loire and Seine estuaries: origin and lability. *Hydrobiologia* 588:245–259

Espa P, Castelli E, Crosa G, Gentili G (2013) Environmental effects of storage preservation practices: controlled flushing of fine sediment from a small hydropower reservoir. *Environmental Management* 52(1):261-276

Evrard O, Némery J, Gratiot N, Duvert C, Ayrault S, Lefèvre I, Poulenard J, Prat C, Bonté P & Esteves M (2010) Sediment dynamics during the rainy season in tropical highland catchments of central Mexico using fallout radionuclides. *Geomorphology* 124: 42-54

Evrard O, Navratil O, Ayrault S, Ahmadi M, Némery J, Legout C, Lefèvre I, Poirel A, Bonté P, Esteves M (2011) Combining suspended sediment monitoring, elemental geochemistry and radionuclides to trace the spatial origin of fine sediment in a mountainous river catchment. *Earth Surfaces Processes and Landforms* 36:1072-1089

Evrard O, Poulenard J, Némery J, Ayrault S, Gratiot N, Duvert C, Prat C, Lefèvre I, Bonté P, Esteves M (2013) Tracing sediment sources in a tropical highland catchment of central Mexico by using conventional and alternative fingerprinting methods. *Hydrological Processes* 27:911-922

Evrard (2014) Traçage spatio-temporel des sédiments fins et des polluants associés des bassins cultivés de l'amont jusqu'aux grands fleuves : apports des isotopes radioactifs. HDR de l'Université de Paris-Sud Orsay 97p

Eyrolle F, Radakovitch O, Raimbault P, Charmasson S, Antonelli C, Ferrand E, et al. Consequences of hydrological events on the delivery of suspended sediment and associated radionuclides from the Rhône River to the Mediterranean Sea. *Journal of Soils and Sediment* 2012; 12(9):1479–95.

Fang NF, Shi ZH, Li L, Guo ZL, Liu QJ, Ai L (2012) The effects of rainfall regimes and land use changes on runoff and soil loss in a small mountainous watershed. *Catena* 99:1-8

- Ferrant S, Laplanche C, Durbe G, Probst A, Dugast P, Durand P, Sanchez-Perez JM, Probst JL (2013) Continuous measurement of nitrate concentration in a highly event-responsive agricultural catchment in south-west of France: is the gain of information useful? *Hydrological Processes* 27:1751–1763
- Finger D, Schmid M, Wüest A (2006) Effects of upstream hydropower operation on riverine particle transport and turbidity in downstream lakes. *Water Resources Research* 42(8): W08429. DOI:10.1029/2005WR004751
- Fiener P, Auerswald K, Van Oost K (2011) Spatio-temporal patterns in land use and management affecting surface runoff response of agricultural catchments-A review. *Earth Science Reviews* 106(1-2):92-104
- Förstner U, Salomons W (2008) Trends and challenges in sediment research: The role of sediments in river basin management. *Journal of Soils and Sediments* 8:281–283
- Fryirs KA, Brierley GJ, Preston NJ, Kasai M (2007) Buffers, barriers and blankets: the(dis)connectivity of catchment-scale sediment cascades. *Catena* 70, 49–67.
- Friedl G and Wüest A (2002) Disrupting biogeochemical cycles - consequences of damming. *Aquatic Science* 64:55–65
- Gao P and Josefson M (2012) Event-based suspended sediment dynamics in a central New York watershed. *Geomorphology* 139-140:425-437
- Galloway JN, Aber JD, Erisman JW, Seitzinger SP, Howarth RW, Cowling EB, Cosby BJ (2003) The Nitrogen cascade. *Bioscience* 53: 341–356
- García-Ruiz JM, Beguería S, Nadal-Romero E, González-Hidalgo JC, Lana-Renault N, Sanjuán Y (2015) A meta-analysis of soil erosion rates across the world. *Geomorphology* 239:160-173
- Garnier J, Némery J, Billen G & Théry S (2005) Nutrient dynamics and control of eutrophication in the Marne River: modelling the role of exchangeable phosphorus. *Journal of hydrology* 304:397-412
- Garnier J, Billen G, Némery J, Sebilo M (2010) Transformations of nutrients (N, P, Si) in the turbidity maximum zone of the Seine estuary and export to the sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 90:129–141
- Garnier J, Lassaletta L, Billen G, Romero E, Grizzetti B, Némery J, Dorioz JM, Le TPQ, Pistocchi C, Aissa-Grouz N, Luu TNM, Vilmin L (2015) Phosphorus in the water-agro-food system at nested scales in two contrasted regions of the world (ASEAN-8 and EU-27). *Global Biogeochemical Cycles* 29(9):1348-1368 doi: 10.1002/2015GB005147
- Gateuille D, Evrard O, Lefevre I, Moreau-Guigon E, Alliot F, Chevreuil M, Mouchel JM (2014) Combining measurements and modelling to quantify the contribution of atmospheric fallout, local industry and road traffic to PAH stocks in contrasting catchments. *Environmental Pollution* 189:152-160
- Gay A, Cerdan O, Delmas M, Desmet M (2014) Variability of suspended sediment yields within the Loire river basin (France). *Journal of Hydrology* 519:1225-1237
- Gourdin E, Huon S, Evrard O, Ribolzi O, Bariac T, Sengtaheuanghoung O, Ayrault S (2015) Sources and export of particle-borne organic matter during a monsoon flood in a catchment of northern Laos. *Biogeosciences* 12:1073–1089
- Gratiot N (2010) Impact des sédiments cohésifs sur les écosystèmes. HDR de l'Université Joseph Fourier 92p
- Gratiot N, Duvert C, Collet L, Vinson D, Némery J & Saenz-Romero C (2010) Increase in surface runoff in the central mountains of Mexico: lessons from the past and predictive scenario for the next century. *Hydrological Earth Systems Science* 14:291-300
- Gray JR and Gartner JW (2009) Technological advances in suspended-sediment surrogate monitoring. *Water Resources Research* 45(4) doi:10.1029/2008wr007063

- Gray AB, Warrick JA, Pasternack GB, Watson EB, Goñi MA (2014) Suspended sediment behavior in a coastal dry-summer subtropical catchment: Effects of hydrologic preconditions. *Geomorphology* 214:485-501
- Graz Y, Di-Giovanni C, Copard Y, Mathys N, Cras A, Marc V (2012) Annual fossil organic carbon delivery due to mechanical and chemical weathering of marly badlands areas. *Earth Surface Processes and Landforms* 37:1263-1271
- Grizzetti B, Bouraoui F, Aloe A (2012) Changes of nitrogen and phosphorus loads to European seas. *Global Change Biology* 18:769–782
- Guérin F, Abril G, de Junet A, Bonnet MP (2008) Anaerobic decomposition of tropical soils and plant material: implication for the CO₂ and CH₄ budget of the Petit Saut Reservoir. *Applied Geochemistry* 23:2272–2283
- Hale RL, Grimm NB, Vörösmarty CJ, Fekete B (2015) Nitrogen and phosphorus fluxes from watersheds of the northeast U.S. from 1930 to 2000: Role of anthropogenic nutrient inputs, infrastructure, and runoff. *Global Biogeochemical Cycles* 29:341–356
- Hamilton DP, Schladow SG (1997) Prediction of water quality in lakes and reservoirs. Part I: model description. *Ecological Modelling* 96:91–110
- Haygarth PM (2005) Linking landscape sources of phosphorus and sediment to ecological impacts in surface waters. *Science of the Total Environment* 344(1-3):1-3
- Hilton J, O'Hare M, Bowes MJ, Jones L (2006) How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Science of the Total Environment* 365:66–83
- Hope D, Billett MF, Cresser MS (1997) Exports of organic carbon in two river systems in NE Scotland. *Journal of Hydrology* 193:61–82
- Horowitz AJ (2008) Determining annual suspended sediment and sediment-associated trace element and nutrients loads. *Science of the Total Environment* 400:315–343
- Howden N J K, Burt, TP, Worrall F, Whelan MJ, Bierzoza M (2010) Nitrate concentrations and fluxes in the River Thames over 140 years (1868–2008): are increases irreversible? *Hydrological Processes* 24:2657–2662
- Kao SJ and Milliman JD (2008) Water and Sediment Discharge from Small Mountainous Rivers, Taiwan: The Roles of Lithology, Episodic Events and Human Activities. *Journal of Geology* 116: 431–448
- Kennedy RH, Tundisi JG, Straskrábová V, Lind OT, Hejzlar J (2003) Reservoirs and the limnologist's growing role in sustainable water resource management. *Hydrobiologia* 504:xi–xii
- Keyvani A, Strom K (2014) Influence of cycles of high and low turbulent shear on the growth rate and equilibrium size of mud flocs. *Marine Chemistry* 354:1:14
- Kunz MJ, Wüst A, Wehrli B, Landert J, Senn DB (2011) Impact of a large tropical reservoir on riverine transport of sediment, carbon, and nutrients to downstream wetlands. *Water Resources Research* 47:W12531. doi:10.1029/2011WR010996
- Laceyby JP, Olley J, Pietsch TJ, Sheldon F, Bunn SE (2015) Identifying subsoil sediment sources with carbon and nitrogen stable isotope ratios. *Hydrological Processes* 29(8):1956–1971
- Launay M (2014) Flux de matières en suspension, de mercure et de PCB particuliers dans le Rhône, du Léman à la Méditerranée. Thèse de l'Université Lyon 1/Irstea 466p
- Lauters F, Laperrousaz E, Camenen B, Némery J, Le Coz J, Thollet F, De Linares M (2012) Vers une gestion sédimentaire durable de l'aménagement hydro-électrique Arc-Isère. *La Houille Blanche* 1:19-25

- Le TPQ, Billen G, Garnier J, Chau VM (2015) Long-term biogeochemical functioning of the Red River (Vietnam): past and present situations. *Regional Environmental Change* 15(2):329–339
- Le Cloarec MF, Bonté P, Lefèvre I, Mouchel JM, Colbert S (2007) Distribution of ⁷Be, ²¹⁰Pb and ¹³⁷Cs in watersheds of different scales in the Seine River basin: inventories and residence times. *The Science of the Total Environment* 375(1–3):125–139
- Legout C, Poulenard J, Némery J, Navratil O, Grangeon T, Evrard O & Esteves M (2013) Quantifying suspended sediment sources during floods in headwater catchments by spectrophotometry. *Journal of soils and sediments* 13:1478–1492
- Legout (2014) Erosion et transport hydro sédimentaire : apports de la caractérisation physique des particules pour la compréhension et la modélisation des processus. HDR de l'Université Grenoble Alpes 88p
- Lehner B and Döll P (2004) Development and validation of a global database of lakes, reservoirs and wetlands. *Journal of Hydrology* 296:1–22
- Lefebvre JP, Ouillon S, Vinh VD, Arfi R, Panché JY, Mari X, Thuoc CV, Torrétion JP (2012) Seasonal variability of cohesive sediment aggregation in the Bach Dang–Cam Estuary, Haiphong (Vietnam). *Geo-Marine Letter* 32:103–121
- Lenzi MA, Marchi L (2000) Suspended sediment load during floods in a small stream of the Dolomites (northeastern Italy). *Catena* 39:267–282
- Lenzi MA, Mao L, Comiti F (2003) Interannual variation of suspended sediment load and sediment yield in an alpine catchment. *Hydrological Sciences–Journal* 48: 899–915
- Li S and Bush R (2015) Rising flux of nutrients (C, N, P and Si) in the lower Mekong River. *Journal of Hydrology* 530:447–461
- Iida T, Kajihara A, Okubo H, Okajima K (2012) Effect of seasonal snow cover on suspended sediment runoff in a mountainous catchment. *Journal of Hydrology* 428–429:116–128
- Lin HS, McDonnell JJ, Nimmo JR, Pachepsky YA (2015) Hydropedology: Synergistic integration of soil science and hydrology in the Critical Zone. *Hydrological Processes* 29:4559–4561
- Lloyd CEM, Freer JE, Johnes PJ, Coxon G, Collins AL (2015) Discharge and nutrient uncertainty: implications for nutrient flux estimation in small streams. *Hydrological Processes* DOI: 10.1002/hyp.10574
- López-Tarazón JA, Lopez P, Lobera G, Batalla RJ (2016) Suspended sediment, carbon and nitrogen transport in a regulated Pyrenean river. *Science of the Total Environment* 540:133–143
- Lukey BT, Sheffield J, Bathurst JC, Hiley RA, Mathys N (2000) Test of the SHETRAN technology for modelling the impact of reforestation on badlands runoff and sediment yield at Draix, France. *Journal Hydrology* 235:44–62
- Ludwig W, Probst JL (1998) River sediment discharge to the oceans: present days controls and global budgets. *American Journal of Science* 298:265–295
- Ludwig W (2001) The age of river carbon. *Nature* 409:466–467
- Luu TNM, Garnier J, Billen G, Le Thi Phuong Q, Némery J, Orange D, Le LA (2012) N, P, Si budgets for the Red River Delta (Northern Vietnam): How the delta affects river nutrient deliveries to the sea? *Biogeochemistry* 107:241–259
- Maavara T, Parsons CT, Ridenour C, Stojanovic S, Dürr HH, Powley HR, Van Cappellen P (2015) Global phosphorus retention by river damming. *Proceedings of the National Academic of Sciences* doi/10.1073/pnas.1511797112

- Maneux E, Probst JL, Veyssy E, Etcheber H (2001) Assessment of dam trapping efficiency from water residence time: application to fluvial sediment transport in the Adour, Dordogne and Garonne river basins (France). *Water Resources Research* 37:801–811
- Mano V, Moatar F, Coynel A, Etcheber H, Ludwig W, Meybeck M, Némery J, Poirel A, Blanc G, Schafer J. (2006) Space and time variability of suspended particulate matter (SPM) transport in 32 French rivers (100 to 100 000 km²; daily to yearly). International Symposium on Sediment dynamics and hydromorphology of fluvial systems, 3-7 July 2006, Dundee, Scotland, IAHS Publications, poster report booklet, p. 29-37
- Mano V (2008) Processus fondamentaux conditionnant les apports de sédiments fins dans les retenues : optimisation des méthodes d'estimation des flux et modélisation statistique. Thèse de l'Université Joseph Fourier 312p
- Mano V, Némery J, Belleudy P, Poirel A (2008) Un an de mesure des flux de Matières En Suspension (MES) et de Carbone sur une rivière alpine : l'Isère. *La Houille Blanche* 5:64-66
- Mano V, Némery J, Belleudy O, Poirel A (2009) Suspended Particle Matter dynamics in four alpine watersheds (France): influence of climatic regime and optimization of flux calculation. *Hydrological Processes* 23:777-792
- Mari X, Torréton JP, CBT, Trinh, Bouvier T, Thuoc CV, Lefebvre JP, Ouillon S (2012) Aggregation dynamics along a salinity gradient in the Bach Dang estuary, North Vietnam. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 96:151-158
- Marcotullio PJ (2007) Urban water-related environment transitions in Southeast Asia. *Sustainability Science* 2:27-54
- Martínez-Carreras N, Udelhoven T, Krein A, Gallart F, Iffly JF, Ziebel J, Hoffmann L, Pfister L, Walling DE (2010) The use of sediment colour measured by diffuse reflectance spectrometry to determine sediment sources: application to the Attert River catchment (Luxembourg). *Journal of Hydrology* 382:49–63
- Mather, AL and Jonhson RL (2014) Quantitative characterization of stream turbidity-discharge behavior using event loop shape modeling and power law parameter decorrelation *Water Resources Research* 50(10):7766-7779
- Mather AL and Johnson RL (2015) Event-based prediction of stream turbidity using a combined cluster analysis and classification tree approach. *Journal of Hydrology* 530:751-761
- Mathys N, Brochot S, Meunier M, Richard D (2003) Erosion quantification in the small experimental catchments of Draix (Alpes de Hautes Provence, France). Calibration of the ETC rainfall-runoff-erosion model. *Catena* 50:527-548
- Métadier M and Bertrand-Krajewski JL (2012). The use of long-term on-line turbidity measurements for the calculation of urban stormwater pollutant concentrations, loads, pollutographs and intra-event fluxes. *Water Research*, 46(20):6836-6856
- Meybeck M, Laroche L, Dürr H, Syvitski JPM (2003) Global variability of daily suspended solids and their flux in rivers. *Global and Planetary Change* 39:65-93
- Meybeck M, Roussenac S, Dürr H, Vogler J (2005) Lateral Carbon Transport in Freshwaters. CarboEurope Cluster report 55.
- Meybeck M, Horowitz AJ, Grosbois C (2007) The geochemistry of Seine River Basin particulate matter: distribution of an integrated metal pollution index. *Science of the Total Environment* 328(1–3):219–236
- Meybeck M and Moatar F (2012) Daily variability of river concentrations and fluxes: indicators based on the segmentation of the rating curve. *Hydrological Processes* 26: 1188–1207
- Milliman JM, Syvitski JPM (1992) Geomorphic/tectonic control of sediment discharge to the ocean: the importance of small mountainous rivers. *Journal of Geology* 100:525–544

Minaudo C (2015) Analyse et modélisation de l'eutrophisation de la Loire. Thèse de l'Université de Tours 255p

Minaudo C, Meybeck M, Moatar F, Gassana N, Curie F (2015) Eutrophication mitigation in rivers: 30 years of trends in spatial and seasonal patterns of biogeochemistry of the Loire River (1980-2012). *Biogeosciences* 12:2549-2563

Moatar F, Meybeck M, Coynel A, Ludwig W, Mano V, Némery J, Poirel A, Etcheber H, Ph Crouzet (2007) SPM fluxes estimates from discrete monitoring: comparison of calculation methods and uncertainties. *La Houille Blanche* 4:64-71

Moatar F, Person G, Meybeck M, Coynel A, Etcheber H, Crouzet P (2006) The influence of contrasting suspended particulate matter transport regimes on the bias and precision of flux estimates. *Science of the Total Environment* 370(2-3):515–531

Moatar F, Meybeck M, Raymond S, Birgand F, Curie F (2013) River flux uncertainties predicted by hydrological variability and riverine material behaviour. *Hydrological Processes* 27(25):3535–3546

Montangero A, Le Ngoc C, Anh NV, Tuan VD, Nga PT, Belevi H (2007) Optimising water and phosphorus management in the urban environmental sanitation system of Hanoi, Vietnam. *Science of the Total Environment* 384:55–66

Moore, SA, Le Coz, J, Hurther, D, Paquier, A (2013) Using multi-frequency acoustic attenuation to monitor grain size and concentration of suspended sediment in rivers. *Journal of the acoustical society of America* 133(4):1959-1970

Moraetis D, Paranychianakis NV, Nikolaidis NP, Banwart SA, Rousseva S, Kercheva M, Nenov M, Shishkov T, de Ruiter P, Bloem J, Blum WEH, Lair GK, van Gaans P, Verheul M (2015) Sediment provenance, soil development, and carbon content in fluvial and manmade terraces at Koiliaris River Critical Zone Observatory. *Journal of Soils and Sediment* 15:347–364

Mourier B, Desmet M, Van Metre PC, Mahler BJ, Perrodin Y, Roux G, Bedell JP, Lefevre I, Babut M (2014) Historical records, sources, and spatial trends of PCBs along the Rhône River (France). *Science of the Total Environment* 476–477:568–76

Mueller P, Thoss H, Kaempf L, Güntner A (2013) A Buoy for Continuous Monitoring of Suspended Sediment Dynamics. *Sensors* 13(10):13779-13801

Mutema M, Chaplot V, Jewitt G, Chivenge P, Blöschl G (2015) Annual water, sediment, nutrient, and organic carbon fluxes in river basins: A global meta-analysis as a function of scale. *Water Resources Research* 51:8949–8972

Nadal-Romero E, Latron J, Martí-Bono C, Regüés D (2008) Temporal distribution of suspended sediment transport in a humid Mediterranean badland area: the Araguás catchment, central Pyrenees. *Geomorphology* 97: 601–616

Navratil O, Legout C, Gateuille D, Esteves M, Liebault F (2010) Assessment of intermediate fine sediment storage in a braided river reach (southern French Prealps) *Hydrological Processes* 24:1318-1332

Navratil O, Esteves M, Legout C, Gratiot N, Némery J, Willmore S & Grangeon T (2011) Scaling suspended-sediment monitoring uncertainties in a highly erodible mountainous catchment. *Journal of Hydrology* 398: 246-259

Navratil O, Evrard O, Esteves M, Legout C, Ayrault S, Némery J, Mate-Marin A, Ahmadi M, Lefevre I, Poirel A & Bonte P (2012) Temporal variability of suspended sediment sources in an alpine catchment combining river/rainfall monitoring and sediment fingerprinting. *Earth Surface Processes and Landforms* 37: 828-846

- Navratil O, Liébault F, Bellot H, Travaglini E, Theule J, Chambon G, Laigle D (2013) High-frequency monitoring of debris-flow propagation along the Réal Torrent, Southern French Prealps. *Geomorphology* 201:157-171
- Némery J, Garnier J, Billen G, Morel C (2005) Phosphorus budget in the Marne Watershed (France): urban vs diffuse sources, dissolved vs particulate forms. *Biogeochemistry* 72:35-66
- Némery J, Garnier J (2007a) Origin and fate of phosphorus in the Seine watershed (France): The agricultural and hydrographic P budget. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* 112: G03012. DOI: 10.1029/2006JG000331
- Némery J, Garnier J (2007b) Dynamics of particulate phosphorus in the Seine estuary (France). *Hydrobiologia* 588:271-290
- Némery J, Mano V, Coynel A, Etcheber H, Moatar F, Meybeck M, Belleudy P & Poirel A (2013) Carbon and suspended sediment transport in an impounded alpine river (Isère, France). *Hydrological Processes* 27:2498-2508
- Némery J, Gratiot N, Doan TPK, Duvert C, Alvarado-Villanueva R, Duwig C (2016) Carbon, Phosphorus, Nitrogen and sediment sources and retention in a small eutrophic tropical reservoir. *Aquatic Sciences* 78(1):171-189
- Némery J, Evrard O, Poulénard J, Gratiot N, Duvert C Tracing and quantifying C, N, and P-bounded sediment losses: case study Cointzio catchment, Mexico. To be submitted to *Journal of Soils and Sediments*
- Nguyen MN, Dultz S, Picardal F, Bui ATK, Pham QV, Dam TTN, Nguyen CX, Nguyen NT, Bui HT (2016) Simulation of silicon leaching from flooded rice paddy soils in the Red River Delta, Vietnam. *Chemosphere* 145:450-456 doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.104
- Oeurng C, Sauvage S, Sánchez-Pérez JM (2010) Dynamics of suspended sediment transport and yield in a large agricultural catchment, southwest France. *Earth Surface Processes and Landforms* 35(11):1289-1301
- Oeurng C, Sauvage S, Coynel A, Maneux E, Etcheber H, Sanchez-Perez JM (2011) Fluvial transport of suspended sediment and organic carbon during flood events in a large agricultural catchment in south-west France. *Hydrological Processes* 25:2365–2378
- Ollivier P, Hamelin B, Radakovitch O (2010) Seasonal variations of physical and chemical erosion: A three-years survey of the Rhone River (France). *Geochimica et Cosmochimica Acta* 74:907–927
- Owens PN and Walling DE (2002) The phosphorus content of fluvial sediment in rural and industrialized river basins. *Water Research* 36:685–701
- Owens PN, Batalla RJ, Collins AJ, Gomez B, Hicks DM, Horowitz AJ, Kondolf GM, Marden M, Page MJ, Peacock DH, Petticrew EL, Salomons W, Trustrum NA (2005) Fine-grained sediment in river systems: environmental significance and management issues. *River Research and Applications* 21:693-717
- Panagos P, Borrelli P, Poesen J, Ballabio C, Lugato E, Meusburger K, Montanarella L, Alewell C (2015) The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental Science and Policy* 54:438-447
- Peiry JL, Girel J, Pautou G, Nguyen TD. 1999. Planning of the River Isère in France: a centenarian evolution. In *River design and environmental protection in Europe*, de Ureña JM (ed). Socrates-Erasmus program, European Commission: University of Cantabria p197–299
- Perks MT, Owen GJ, Benskin CMcWH, Jonczyk J, Deasy C, Burke S, Reaney SM, Haygarth PM (2015) Dominant mechanisms for the delivery of fine sediment and phosphorus to fluvial networks draining grassland dominated headwater catchments. *Science of Total Environment* 523:178–190
- Phillips JM, Webb BW, Walling DE, Leeks GJL (1999) Estimating the suspended sediment loads of rivers in the LOIS study area using infrequent samples. *Hydrological Processes* 13(7):1035–1050

Poirel A, Cazilhac M, Etcheverry D, Le Coz J, Némery J, Paulhe R, Thollet F (2015) Transfert de lave torrentielle depuis les zones sources jusqu'aux exutoires des grands bassins versants. Exemple du système Arc-Isère-Rhône en juillet et août 2014. 15e Congrès Français de Sédimentologie 13-15 Octobre, Chambéry (France), oral

Poulenard J (2011) Des empreintes pédologiques dans les bassins versants et les archives naturelles. HDR de l'Université de Chambéry 194p

Poulenard J, Legout C, Némery J, Bramorski J, Navratil O, Douchin A, Fanget B, Perrette Y, Evrard O, Esteves M (2012) Tracing sediment sources during floods using Diffuse Reflectance Infrared Fourier Transform Spectrometry (DRIFTS): a case study in a highly erosive mountainous catchment (Southern French Alps). *Journal of Hydrology* 414–415:452–462

Quinton JN, Govers G, Van Oost K, Bardgett R (2010) The impact of agricultural soil erosion on biogeochemical cycling. *Nature Geoscience* 3:311–314

Rai, AK and Kumar A (2015) Continuous Measurement of Suspended Sediment Concentration: Technological Advancement and Future Outlook. *Measurement* doi:10.1016/j.measurement.2015.08.013

Ramírez-Zierold JA, Merino-Ibarra M, Monroy-Ríos E, Olson M, Castillo FS, Gallegos ME, Vilaclara G (2010) Changing water, phosphorus and nitrogen budgets for Valle de Bravo reservoir, water supply for Mexico City Metropolitan Area. *Lake and Reservoir Management* 26:23–34

Ramos TN, Gonçalves MC, Branco MA, Brito D, Rodrigues S, Sánchez-Pérez JM, Sauvage S, Prazeres A, Martins JC (2015) Sediment and nutrient dynamics during storm events in the Enxó temporary river, southern Portugal. *Catena* 127:177–190

Restrepo JD, Kettner AJ, Syvitski JPM (2015) Recent deforestation causes rapid increase in river sediment load in the Colombian Andes. *Anthropocene* doi:10.1016/j.ancene.2015.09.001

Rotunno R and Ferretti R (2003) Orographic effects on rainfall in MAP cases IOP 2b and IOP 8. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 129: 373–390

Roussiez V, Probst A, Probst JL (2014) Significance of floods in metal dynamics and export in a small agricultural catchment. *Journal of Hydrology* 499:71–81

Rustomji P, Wilkinson S, (2008) Applying bootstrap resampling to quantify uncertainty in fluvial suspended sediment loads estimated using rating curves. *Water Resources Research* 44:W09435 doi.org/10.1029/2007WR006088

Schindler Wildhaber Y, Liechti R, Alewell C (2012) Organic matter dynamics and stable isotope signature as tracers of the sources of suspended sediment. *Biogeosciences* 9:1985–1996

Senthilkumar K, Nesme T, Mollier A, Pellerin S (2012) Conceptual design and quantification of phosphorus flows and balances at the country scale: The case of France. *Global Biogeochemical Cycles* 26:GB2008, doi:10.1029/2011GB004102

Serrat P, Ludwig W, Navarro B, Blazi JL (2001) Spatial and temporal variability of sediment fluxes from a coastal mediterranean river : the Tet (France). *Comptes rendus de l'académie des sciences, Série II Fascicule A : Sciences de la Terre et des Planètes* 333(7):389–397

Schoumans OF, Chardon WJ, Bechmann ME, Gascuel-Oudou C, Hofman G, Kronvang B, Rubæk GH, Ulén B, Dorioz JM (2014) Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: A review. *Science of the Total Environment* 468–469:1255–1266

Schwilch G, Hessel R, Verzaandvoort S (eds) (2012) DESIRE for greener land. Options for sustainable land management in drylands. Publishers University of Bern, CDE, Alterra, Wageningen UR and ISRIC, World Soil Information WOCATFAO, 250p

Seitzinger SP, Mayorga E, Kroeze C, Bouwman AF, Beusen AHW, Billen G, Van Drecht G, Dumont E, Fekete BM, Garnier J, Harrison JA (2010) Global river nutrient export: A scenario analysis of past and future trend. *Global Biogeochemical Cycles* 24:1–16

Senthilkumar K, Nesme T, Mollier A, Pellerin S (2012) Conceptual design and quantification of phosphorus flows and balances at the country scale: The case of France. *Global Biogeochemical Cycles* 26:GB2008 DOI: 10.1029/2011GB004102

Slaets JIF, Schmitter P, Hilger T, Lamers M, Piepho HP, Vien TD, Cadisch G (2014) A turbidity-based method to continuously monitor sediment, carbon and nitrogen flows in mountainous watersheds. *Journal of Hydrology* 513:45-57

Smith VH (2003) Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research* 10:126–139

Smith, VH and Schindler DW (2009) Eutrophication : where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution* 24:201–7

Smith HG and Dragovich D (2009) Interpretation of sediment delivery processes using suspended sediment-discharge hysteresis patterns from nested upland catchments, south-eastern Australia. *Hydrological Processes* 23:2415–2426

Statham (2012) Nutrients in estuaries — An overview and the potential impacts of climate change. *Science of the Total Environment* 434:213-227

Strady E, Dang VB, Némery J, Guédron S, Dinh QT, Denis H, Nguyen PD. Baseline investigation of nutrients and trace metals in surface waters and sediments along the Saigon River basin impacted by the megacity of Ho Chi Minh (Vietnam). *Environmental Science and Pollution Research* (submitted)

Susperregui AS (2008) Caractérisation hydro-sédimentaire des retenues de Cointzio et d’Umécuaro (Michoacán, Mexique) comme indicateur du fonctionnement érosif du bassin versant. Thèse de l’Université de Grenoble 289p

Susperregui AS, Gratiot N, Esteves M, Prat C (2009) A preliminary hydrosedimentary view of a highly turbid tropical, manmade lake: Cointzio Reservoir (Michoacán, Mexico). *Lakes and Reservoirs Research Management* 14:31–39

Syvitski JPM, Vörösmarty JV, Kettner AJ, Green P (2005) Impacts of humans on the load of terrestrial sediments to the global coastal ocean. *Science* 308:376–380

Syvitski JPM, Cohen S, Kettner AJ, Brakenridge GR (2014) How important and different are tropical rivers? An overview. *Geomorphology* 227:5-17

Tetzlaff D, Carey SK, Laudon H, McGuire K (2010) Catchment processes and heterogeneity at multiple scales— benchmarking observations, conceptualization and prediction. *Hydrological Processes* 24:2203–2208

Tranvik LJ, Downing JA, Cotner JB, Loiselle SA, Striegl RG, Ballatore TJ, Dillon P, Finlay K, Fortino K, Knoll LB, Kortelainen PL, Kutser T, Larsen S, Laurion I, Leech DM, McCallister SL, McKnight DM, Melack JM, Overholt E, Porter JA, Prairie Y, Renwick WH, Roland F, Sherman BS, Schindler DW, Sobek S, Tremblay A, Vanni MJ, Verschoor AM, von Wachenfeldt E, Weyhenmeyera GA (2009) Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography* 54(6):2298–2314

- Trinh AD, Giang NH, Vachaud G, Choi SU (2009) Application of excess carbon dioxide partial pressure (EpCO_2) to the assessment of trophic state of surface water in the Red River Delta of Vietnam. *International Journal of Environmental Studies* 66:27–47 doi:10.1080/00207230902760473
- Trinh AD, Meysman F, Rochelle-Newall E, Bonnet MP (2012) Quantification of sediment-water interactions in a polluted tropical river through biogeochemical modeling. *Global Biogeochemical Cycles* 26, GB3010, doi:10.1029/2010GB003963
- Trinh, DAT, Luu TNM, Trinh QH, Tran HS, Tran TM, Le TPQ, Duong TT, Orange D, Janeau JL, Pommier T, Rochelle-Newall E (2015) Impact of terrestrial runoff on organic matter, trophic state, and phytoplankton in a tropical, upland reservoir. *Aquatic Sciences* DOI 10.1007/s00027-015-0439-y
- Truong AT, Tran HD, Nguyen TP, Némery J (2015) Effect of suspended sediment and flow speed velocity on nitrogen dynamics of Saigon River. *Journal of Science and Technology* 53:3A
- Turner RE, Rabalais NN, Justic D (2006) Predicting summer hypoxia in the northern Gulf of Mexico: Riverine N, P and Si loading. *Marine Pollution Bulletin* 52:139–148
- Tuset J, Vericat D, Batalla RJ (2016) Rainfall, runoff and sediment transport in a Mediterranean mountainous catchment. *Science of the Total Environment* 540:114-132
- Valentin C, Agus F, Alambanc R, Boosanerd A, Bricquete JP, Chaplot V, de Guzmang T, de Rouwa A, Janeauf JL, Orangeh D, Phachomphonhi K, Duy Phaih D, Podwojewskif P, Ribolzii O, Silveraj N, Subagyonob K, Thiébauxi JP, Duc Toanh T, Vadarib T (2008) Runoff and sediment losses from 27 upland catchments in Southeast Asia: Impact of rapid land use changes and conservation practices. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 128:225–238
- Vanmaercke M, Poesen J, Verstraeten G, de Vente J, Ocakoglu F (2011) Sediment yield in Europe: Spatial patterns and scale dependency. *Geomorphology* 130:140-161
- Van Oost K, Quine TA, Govers G, De Gryez S, Six J, Harden JW, Ritchie JC, McCarty CW, Heckrath G, Kosmas C, Giraldez JV, Marques da Silva JR, Merckx R (2007) The impact of agricultural soil erosion on the global carbon cycle. *Science* 318:626–629
- Van Oost K, Cerdan O, Quine TA (2009) Accelerated sediment fluxes by water and tillage erosion on European agricultural land. *Earth Surface Processes and Landforms* 34(12):1625-1634
- Van Drecht G, Bouwman AF, Harrison J, Knoop JM (2009) Global Nitrogen and phosphate in urban wastewater for the period 1970 to 2050. *Global Biogeochemical Cycles* 23:GB0A03, doi.org/10.1029/2009gb003458
- Verhoff FH, Yaksich SM, Melfi DA (1980) River nutrient and chemical transport estimates. *Journal of Environmental Engineering Division* 10:591–608
- Vilmin L, Flipo N, de Fouquet C, Poulin M (2014) Pluri-annual sediment budget in a navigated river system: The Seine River (France). *Science of the Total Environment* 502:48-59
- Vilmin L, Aissa-Grouz, N, Garnier J, Billen G, Mouchel JM, Poulin M, Flipo N (2015) Impact of hydro-sedimentary processes on the dynamics of soluble reactive phosphorus in the Seine River. *Biogeochemistry* 122:229–251
- Vollenweider RA (1968) Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors of eutrophication. Technical report, DA 5/SCI/68.27, OCDE, Paris, 250p
- Vörösmarty JV, Meybeck M, Fekete B, Sharma K, Green P, Syvitski JPM (2003) Anthropogenic sediment retention: major global impact from registered river impoundments. *Global Planetary Change* 39(1–2):169–190

Walling DE, Webb BW, (1996) Erosion and sediment yield, a global overview. In: Walling DE, Webb BW (Eds.) *Erosion and Sediment Yield: Global and Regional Perspectives: Proceedings of the Exeter Symposium, Jul 1996*, IAHS Publication 236, Wallingford, UK, pp 3–19

Walling DE, Russel MA, Webb W (2001) Controls on the nutrient content of suspended sediment transported by British rivers. *Science of the Total Environment* 266:113–123

Walling DE (2005) Tracing suspended sediment sources in catchments and river systems. *Science of the Total Environment* 344:159–184

Walling DE (2013) The evolution of sediment source fingerprinting investigations in fluvial systems. *Journal of soils and sediments* 13:1658:1675

Warrick JA, Melack JN, Goodridge BM (2015) Sediment yields from small, steep coastal watersheds of California. *Journal of Hydrology: Regional studies* 4:516-534

Wendling V, Gratiot N, Legout, C, Droppo IG, Coulaud, C, Mercier, B (2015) Using an optical settling column to assess suspension characteristics within the free, flocculation, and hindered settling regimes. *Journal of Soils and Sediments* 15(9):1991-2003

Whitehead PG, Wilby R, Battarbee R, Kernan M, Wade A (2009) A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrological Science Journal* 54:101–123, doi:10.1623/hysj.54.1.101

Wüest A (2010) Downstream relevance of reservoir management. In *Alpine Waters*, Bundi U (ed). Springer-Verlag: Berlin Heidelberg; 235-246

Yang X, Post WM, Thornton PE, Jain A (2013) The distribution of soil phosphorus for global biogeochemical modeling. *Biogeosciences* 10:2525–253

Zhang JZ, Fischer CJ, Ortner PB (2004) Potential availability of sedimentary phosphorus to sediment resuspension in Florida Bay. *Global Biogeochemical Cycles* 18: GB4008 doi:10.1029/2004GB002255

Zebracki M, Alary C, Lefèvre I, Nan-Hammade V, Evrard O, Bonté P (2015) Quantifying the resuspension of sediment and associated metallic contaminants with fallout radionuclide measurements in a channelized river draining an industrial catchment. *Journal of soils and sediments* DOI 10.1007/s11368-015-1303-3

Ziegler Alan D, Benner SG, Tantasirin C, Wood SH, Sutherland SA, Sidle RC, Jachowski N, Nullet MA, Xi LX, Snidvongs A, Giambelluca TW, Fox JM (2014) Turbidity-based sediment monitoring in northern Thailand: Hysteresis, variability, and uncertainty. *Journal of Hydrology* 519:2020-2039

Zuecco G, Penna D, Borga M, van Meerveld HG (2015) A versatile index to characterize hysteresis between hydrological variables at the runoff event timescale. *Hydrological Processes* DOI:10.1002/hyp.10681

Annexes (sélection d'articles)

Il fallait faire un choix pour la rédaction de cette HDR. La sélection d'article qui suit fait référence aux questions traitées dans ce manuscrit. J'ai choisi de présenter des articles de revues internationales mais également un article publié dans une revue nationale. Même si elles sont moins bien cotées par les outils bibliométriques actuels, je considère ces publications importantes car ces articles sont lus par les opérationnels, ce qui me semble être un de nos objectifs dans nos recherches appliquées dans le domaine de l'eau.

La sélection débute par deux articles sur le bassin de la Seine qui m'ont permis d'aborder les questions du transport particulaire du phosphore par les MES, du bouclage de bilan biogéochimique à l'échelle d'un grand bassin versant et du rôle de l'estuaire dans le transfert vers la zone côtière (Némery and Garnier 2007a et b). Ce travail sur la Seine est repris et comparé aux travaux menés sur le Fleuve Rouge (où j'ai fait plusieurs missions) et qui montre les différences entre pays industrialisés et pays émergents (Luu et al. 2012 ; Garnier et al. 2015). Les travaux sur le réservoir mexicain sont une autre illustration de l'eutrophisation en zone tropicale. Ces travaux m'ont permis d'étudier un système « lacustre » que je n'avais pas encore abordé dans mes recherches par une approche de terrain et de modélisation (Némery et al. 2016 ; Doan et al. 2015). Cette étude m'a fait mieux connaître la dynamique sédimentaire au travers du monitoring haute fréquence et le fingerprinting pour une meilleure quantification des flux particuliers (Duvert et al. 2012, Evrard et al. 2013). Enfin tous les travaux menés sur les rivières des Alpes du Nord et du Sud m'ont permis de tester et valider la mesure par turbidité en rivière et d'appréhender la spécificité du transport sédimentaire dans les bassins versants de montagne (Mano et al. 2009 ; Némery et al. 2013 ; Arnaud et al. 2013 ; Navratil et al. 2010).

Origin and fate of phosphorus in the Seine watershed (France): Agricultural and hydrographic P budgets

Julien Némery¹ and Josette Garnier²

Received 29 September 2006; revised 17 April 2007; accepted 23 May 2007; published 22 August 2007.

[1] Phosphorus (P) sources (point and diffuse) in the human-impacted Seine basin (64,840 km²) were evaluated for the year 2000. An agricultural P budget showed that fertilizers represented 59% (20–25 kgP ha⁻¹) of P inputs to the soils. A P surplus (2.5 kg P ha⁻¹ y⁻¹) contributed to P enrichment of the agricultural soils whose stocks amounted to 1800–5000 kgP ha⁻¹. A hydrographic P budget showed that runoff (0.39–0.51 kgP ha⁻¹) dominated the diffuse sources. These losses represented a very low percentage (0.01%) of the P stocks in soils and contributed to 19–25% of the total P inputs to the drainage network. Point sources remained the main source of P (75–81%), particularly in the downstream urbanized zone. Phosphorus retention in the river drainage network accounted for 9–15% of the total P inputs, indicating that it must not be ignored in large river P budget calculations. The Seine basin exported 8000 tP y⁻¹ (44% as particulate P) to its estuary. The annual mean particulate P in suspended sediment at the outlet (2.9 gP kg⁻¹) was fourfold greater than in headwaters and in rural zones. The similar increase of the particulate inorganic P/particulate organic P ratio in suspended sediment along the river continuum clearly indicated the increasing pressure of point sources. The close relation between P content of suspended sediment during the high-flow period and the P content of agricultural soils resulted in proposing a novel method to calculate the PP losses from runoff.

Citation: Némery, J., and J. Garnier (2007), Origin and fate of phosphorus in the Seine watershed (France): Agricultural and hydrographic P budgets, *J. Geophys. Res.*, 112, G03012, doi:10.1029/2006JG000331.

1. Introduction

[2] Phosphorus (P) is most likely to limit the growth of algae in freshwater aquatic ecosystems [Vollenweider, 1968]. The P loading of river systems in human-impacted areas is controlled by a multitude of factors, including the hydrology, the point (effluents) and diffuse sources (agriculture), and the in-stream processes, all leading to transformation or retention of P during its travel downstream through the river continuum [Jarvie *et al.*, 2006a]. Since the 19th century, greater use of fertilizers in agriculture and increasing P in domestic effluents due to the use of polyphosphates in washing powders in the 1950s have extensively modified the fluxes and stocks of P within the main biosphere reservoirs. These changes are often responsible for eutrophication of water bodies. Point sources are being progressively reduced by the improvement of P treatments in sewage treatment works (STWs) and by the reduction of polyphosphates. As the point sources are decreasing while the use of fertilizers remains high, it has become essential to quantify the diffuse sources, whose relative contribution is

on the rise. For the last 15 years, many studies have focused on the P inputs stemming from diffuse sources such as agricultural soil runoff and leaching on the scale of small watersheds [Dorioz and Ferhi, 1994; Haygarth and Jarvis, 1999; Sharpley *et al.*, 1999]. For instance, a synthesis of European data was compiled in the framework of the EU Cost Action 832 project entitled “Quantifying the Agriculture Contribution to Eutrophication” [Chardon and Schoumans, 2002; Kronvang, 2002]. More recently, a special issue of a scientific journal was devoted to the study of the relation between landscape sources of P, water and sediment, and consequent ecological impacts on surface waters [Haygarth, 2005].

[3] The issue of the management of P is of prime importance in the context of the European Water Framework Directive (2000/60/EC). Here, the Seine basin provides a very well-documented example of a strongly human-impacted river system subjected to a highly populated area (Paris and its suburbs), heavy industrial demands, and intensive agriculture [UNESCO, 2003; Billen *et al.*, 2007a, 2007b]. The ecological model (Riverstrahler) developed over the last 10 years [Billen *et al.*, 1994; Garnier *et al.*, 1995] on the Seine basin has shown that the reduction of P in STWs must reach 90% to substantially reduce algal blooms [Garnier *et al.*, 1998]. The need for such a sizable reduction motivated us to investigate the P inputs through diffuse sources on the basin scale in order to explore their possible reduction.

¹Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement, (UMR 5564: CNRS, IRD, UJF, INPG), Grenoble Université, Grenoble, France.

²Unité Mixte de Recherche 7619 Sisyphe, Paris, France.

Typical features of particulate phosphorus in the Seine estuary (France)

Julien Némery · Josette Garnier

© Springer Science+Business Media B.V. 2007

Abstract During the 2001–2002 hydrological cycle, 8,000 tons P year⁻¹ (44% as particulate phosphorus) originating from the Seine basin entered the Seine estuary. P content in suspended sediments (SS) is 2.9 g P kg⁻¹ (80% as inorganic form) at Poses (the upstream limit of the Seine estuary). During the transfer from Poses to Caudebec (the limit of saline water intrusion), Particulate Inorganic Phosphorus (PIP) in SS decreases by 40% whereas Particulate Organic Phosphorus (POP) remains stable. This decrease is explained as the result of (i) a dilution by SS poorer in P, originating from storage zones (mudflats) within the estuary, and (ii) a loss of P by sedimentation, especially in the Rouen harbour where 15% to 20% of SS are yearly trapped and extracted. Downstream, in the turbidity maximum of the estuary, P content in SS is twice as low as at Poses (1.5 g P kg⁻¹, 70% as inorganic

form). PIP content is fairly homogeneous both vertically and throughout an annual survey. On the other hand, POP varies by season. Higher POP content is observed during vernal period with phytoplankton accumulation. In a salinity gradient from 0 to 30 (PSS78), PIP content further decreases by 30%. POP does not vary much in this gradient, leading to the assumption that PIP is submitted to desorption in response to the dilution by marine waters (poor in orthophosphates). Using ³²P isotopic method, we establish a mathematical formulation of P exchangeable between the suspended solid and water phases of the Seine estuary. Particulate P in the turbidity maximum zone is shown to represent a possible source of dissolved P, available for algal growth in the Seine Bight. Instead of playing a role of nutrient retention, the turbidity maximum zone of the Seine estuary could favour coastal eutrophication.

Guest editors: R. Lafite, J. Garnier & V. De Jonge
Consequences of estuarine management on
hydrodynamics and ecological functioning

J. Némery (✉) · J. Garnier
UMR Sisyphe 7619, UMPC Paris 6, Boite 105, Tour
56, Etage 4, 4 place Jussieu, 75005 Paris, France
e-mail: julien.nemery@hmg.inpg.fr

Present Address:

J. Némery
LTHE (UMR CNRS 5564, UJF, INPG, IRD), BP 53,
38 041 Grenoble Cedex 09, France

Keywords Seine estuary · Turbidity maximum zone · Phosphorus dynamics

Introduction

Many ecological problems occur in the Seine Bight, in response to the high anthropogenic pressure (urban and agricultural) to which the

N, P, Si budgets for the Red River Delta (northern Vietnam): how the delta affects river nutrient delivery to the sea

Thi Nguyet Minh Luu · Josette Garnier ·
Gilles Billen · Thi Phuong Quynh Le ·
Julien Nemery · Didier Orange · Lan Anh Le

Received: 7 June 2010 / Accepted: 2 November 2010
© The Author(s) 2010. This article is published with open access at Springerlink.com

Abstract The Red River Delta (RRD) (Vietnam), a region experiencing rapid population growth, industrialization, and economic development, concentrates 54% of the population of the whole Red River watershed in less than 10% of the basin area. Our study aimed at understanding and quantifying the processes by which the delta affects the nutrient fluxes coming from the upstream watershed before they reach the sea. A comprehensive budget of nitrogen (N), phosphorus (P), and silica (Si) fluxes associated with natural and anthropogenic processes in the terrestrial and hydrological system of the delta was established

for five sub-basins of the delta for the period 2000–2006, based on official statistical data, available measurements, and our own sampling campaigns and enquiries. The results show that anthropogenic inputs of N and P brought into the delta area are higher than the amounts delivered by the river from the upstream watershed. However, the amounts of these two elements ultimately delivered to the coastal zone from the delta are lower than the amounts carried by the upstream river, showing extremely efficient retention of both the soils and the delta's drainage network. For Si (taking into account both dissolved and amorphous solid forms), the retention is much lower. High retention of N and P and low retention of Si in the delta area have up to now protected the coastal zone from severe eutrophication problems.

Electronic supplementary material The online version of this article (doi:10.1007/s10533-010-9549-8) contains supplementary material, which is available to authorized users.

T. N. M. Luu (✉) · J. Garnier · G. Billen
UMR 7619 Sisyphe, UPMC University Pierre & Marie
Curie, Box 123, 4 place Jussieu, 75005 Paris, France
e-mail: minh.luu@upmc.fr

T. N. M. Luu · L. A. Le
Institute of Chemistry, Vietnamese Academy of Sciences
and Technology, 18 Hoang Quoc Viet, Cau Giay,
Hanoi, Vietnam

J. Garnier · G. Billen
CNRS, UMR 7619, UPMC Sisyphe Laboratory,
Box 123, 4 place Jussieu, 75005 Paris, France

T. P. Q. Le
Institute of Natural Product Chemistry, Vietnamese
Academy of Sciences and Technology, 18 Hoang Quoc
Viet, Cau Giay, Hanoi, Vietnam

J. Nemery
Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et
Environnement LTHE, CNRS UMR 5564, UJF, INPG,
IRD, BP53, 38041 Grenoble Cx09, France

D. Orange
UMR 7618, BIOEMCO, CNRS-IRD, UPMC,
University Pierre & Marie Curie, 4 place Jussieu,
75005 Paris, France

D. Orange
IWMI-SEA Office, SFRI, Dong Ngac,
Tu Liem, Hanoi, Vietnam

RESEARCH ARTICLE

10.1002/2015GB005147

Key Points:

- P fluxes in water-agro-food systems were studied at nested scales
- Catchment and macroregion features define contrasting P pathways/measures
- Contrasted trajectories of the P cycle over the last 50 years are studied

Correspondence to:

J. Garnier,
Josette.Garnier@upmc.fr

Citation:

Garnier, J., et al. (2015), Phosphorus budget in the water-agro-food system at nested scales in two contrasted regions of the world (ASEAN-8 and EU-27), *Global Biogeochem. Cycles*, 29, 1348–1368, doi:10.1002/2015GB005147.

Received 16 MAR 2015

Accepted 28 JUL 2015

Accepted article online 30 JUL 2015

Published online 9 SEP 2015

©2015. The Authors.

This is an open access article under the terms of the Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivs License, which permits use and distribution in any medium, provided the original work is properly cited, the use is non-commercial and no modifications or adaptations are made.

Phosphorus budget in the water-agro-food system at nested scales in two contrasted regions of the world (ASEAN-8 and EU-27)

Josette Garnier^{1,2}, Luis Lassaletta^{2,3}, Gilles Billen^{1,2}, Estela Romero^{2,4}, Bruna Grizzetti^{1,5}, Julien Némery⁶, Thi Phuong Quynh Le⁷, Chiara Pistocchi⁸, Najla Aissa-Grouz², Thi Nguyet Minh Luu⁹, Lauriane Vilmin¹⁰, and Jean-Marcel Dorioz¹¹
¹CNRS, UMR 7619 Metis, Paris, France, ²UPMC, UMR 7619 Metis, Paris, France, ³PBL, Netherlands Environmental Assessment Agency, Department of Water, Agriculture and Food, Bilthoven, Netherlands, ⁴Institut de Ciències del Mar, Barcelona, Spain, ⁵European Commission Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Ispra, Italy, ⁶University of Grenoble Alpes/CNRS/IRD, Grenoble, France, ⁷Vietnamese Academy of Science and Technology, INPC, Hanoi, Vietnam, ⁸Group of Plant Nutrition-Eschikon Experimental Station, ETHZ, Lindau, Switzerland, ⁹Vietnamese Academy of Science and Technology, IC, Hanoi, Vietnam, ¹⁰Centre de Géosciences, MINES ParisTech, Fontainebleau, France, ¹¹INRA, UMR CARRTEL, Thonon-les-bains, France

Abstract Phosphorus (P) plays a strategic role in agricultural production as well as in the occurrence of freshwater and marine eutrophication episodes throughout the world. Moreover, the scarcity and uneven distribution of minable P resources is raising concerns about the sustainability of long-term exploitation. In this paper we analyze the P cycle in anthropic systems with an original multiscale approach (world region, country, and large basin scales) in two contrasting world regions representative of different trajectories in socioeconomic development for the 1961–2009 period: Europe (EU-27)/France and the Seine River Basin, and Asia (ASEAN-8)/Vietnam and the Red River Basin. Our approach highlights different trends in the agricultural and food production systems of the two regions. Whereas crop production increased until the 1980s in Europe and France and has stabilized thereafter, in ASEAN-8 and Vietnam it began to increase in the 1980s and it is still rising today. These trends are related to the increasing use of fertilizers, although in European countries the amount of fertilizers sharply decreased after the 1980s. On average, the total P delivered from rivers to the sea is 3 times higher for ASEAN-8 ($300 \text{ kg P km}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) than for EU-27 countries ($100 \text{ kg P km}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) and is twice as high in the Red River ($200 \text{ kg P km}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) than in the Seine River ($110 \text{ kg P km}^{-2} \text{ yr}^{-1}$), with agricultural losses to water in ASEAN-8 3 times higher than in EU-27. Based on the P flux budgets, this study discusses early warnings and management options according to the particularities of the two world regions, newly integrating the perspective of surface water quality with agricultural issues (fertilizers, crop production, and surplus), food/feed exchanges, and diet, defining the so-called water-agro-food system.

1. Introduction

The lack of phosphorus (P) in soils was generally a limiting factor for European agriculture during the nineteenth century and would have been a threat in the mid-1900s in most industrial countries without the discovery of the commercial manufacturing process for phosphatic fertilizers in the 1840s [Boulaine, 2006; Dawson and Hilton, 2011]. As an irreplaceable nutrient for plants and animals, P together with nitrogen (N) is essential to sustaining agricultural production. But differently from N, for which fertilizers can be industrially produced by the Haber-Bosch process and that can be biologically fixed from the practically inexhaustible atmospheric N_2 , P offers very limited local resources (besides soil stocks and landscape transfers) and has to be mined from finite and nonrenewable reserves restricted to a few countries (e.g., Morocco, China, and the United States) [Elser and Bennett, 2011; Jasinski, 2011; Smil, 2000].

Significant changes occurred in the global P cycle after World War II. On one hand, the remarkable increase in the population, changes in lifestyle (improved diet and use of P in detergents) and housing (increased household connection to sewage systems), and the acceleration of urbanization and industrialization have led to a huge rise in urban point release of P to surface water bodies. On the other hand, the intensification of agriculture and the extensive use of chemical fertilizers have resulted in a dramatic increase of P diffuse sources. Diffuse and point sources transferred from terrestrial to aquatic ecosystems have contributed to

Carbon, nitrogen, phosphorus, and sediment sources and retention in a small eutrophic tropical reservoir

J. Némery¹ · N. Gratiot¹ · P. T. K. Doan^{1,2} · C. Duvert^{1,3} · R. Alvarado-Villanueva⁴ · C. Duwig¹

Received: 30 July 2014 / Accepted: 10 August 2015 / Published online: 22 August 2015
© Springer Basel 2015

Abstract Rapid urbanization and the absence of efficient water management policies are increasingly degrading the water quality of tropical reservoirs in developing countries. The small tropical reservoir of Cointzio, located in the Trans-Mexican Volcanic Belt, is a warm monomictic water body (surface area = 6 km² with short water residence time <1 year) that is strategic to the drinking water supply of the city of Morelia and to downstream irrigation during the dry season (6 months of the year). The reservoir faces two threats: (a) reduced water storage capacity due to sediment accumulation and (b) eutrophication caused by excess nutrients that likely come from untreated wastewaters in the upstream watershed. Intensive field measurements of water and sediment were conducted in 2009 to characterize the trophic status of the reservoir and to estimate nitrogen (N) and phosphorus (P) sources, total suspended sediment (TSS) (N), (P), and carbon (C) loads, and their accumulation or removal in the reservoir. We found that point sources

represent the majority of N and P inputs to the reservoir. The trophic status is clearly eutrophic given the high chlorophyll *a* peaks (up to 70 µg L⁻¹) and a long period of anoxia (from May to October). Most of the TSS, C, N, and P were conveyed to the reservoir between June and October during the wet season. The TSS yield from the watershed was estimated at 35 ± 19 t km⁻² year⁻¹, of which more than 90 % was trapped in the reservoir (sediment accumulation rate = 7800 ± 2100 g m⁻² of reservoir year⁻¹). The export load of C, N, and P downstream at the reservoir outlet was reduced by 31, 46 and 30 % respectively in comparison to the load at the reservoir inlet. This study reveals the effect of climatic seasonality on inputs to tropical reservoirs and accumulation; it also highlights the need to both reduce nutrient input to combat eutrophication and mitigate erosion to maintain the water storage capacity of the reservoir over the long term.

Keywords Tropical reservoir · Eutrophication · TSS, C, N, and P · Sources · Retention · Mexico

Electronic supplementary material The online version of this article (doi:10.1007/s00027-015-0416-5) contains supplementary material, which is available to authorized users.

✉ J. Némery
Julien.nemery@grenoble-inp.fr;
Julien.nemery@ujf-grenoble.fr

¹ Université Grenoble Alpes/CNRS/IRD, LTHE UMR 5564, Grenoble 38000, France

² University of Science and Technology, The University of Danang, 54 Nguyen Luong Bang, Danang, Vietnam

³ EEBS, Queensland University of Technology, Brisbane, Australia

⁴ Laboratorio de Biología Acuática, UMSNH, Morelia, Michoacán, Mexico

Introduction

The functioning of reservoirs is strongly influenced by human activities that occur upstream (Kennedy et al. 2003). Large amounts of sediments, organic matter, and nutrients are efficiently trapped in reservoirs, which can lead to eutrophication (Garnier et al. 1999; Donohue and Molinos 2009) and loss of storage capacity (Maneux et al. 2001; Vörösmarty et al. 2003; Rădoane and Rădoane 2005; Dang et al. 2010). On a global scale, reservoirs have been identified as the most significant sink of suspended sediment (TSS), carbon (C), nitrogen (N), and phosphorus



Contents lists available at ScienceDirect

Ecological Informatics

journal homepage: www.elsevier.com/locate/ecolinf

Eutrophication of turbid tropical reservoirs: Scenarios of evolution of the reservoir of Cointzio, Mexico

Phuong Thuy Kim Doan ^{a,c,*}, Julien Némery ^a, Martin Schmid ^b, Nicolas Gratiot ^a^a Université Grenoble Alpes, CNRS, IRD, LTHE (UMR5564), 38000 Grenoble, France^b Eawag: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Surface Waters – Research and Management, CH-6047 Kastanienbaum, Switzerland^c University of Science and Technology, The University of Danang, 54 Nguyen Luong Bang, Danang, Viet Nam

ARTICLE INFO

Article history:

Received 13 September 2014

Received in revised form 21 January 2015

Accepted 25 January 2015

Available online 4 February 2015

Keywords:

Turbid and tropical reservoir

Mexico

Eutrophication

Biogeochemical modeling

Climate change

ABSTRACT

This study provides the first numerical simulation of physical and biogeochemical processes in a very turbid and highly eutrophic tropical reservoir of the Trans-Mexican Volcanic Belt in Mexico. The Cointzio reservoir (capacity 66 Mm³) is characterized by a lack of water treatment plants upstream and a high content of very fine clay particles. It suffers serious episodes of eutrophication associated with high levels of turbidity and benthic anoxia. Different scenarios for future climate inputs, nutrient inputs and water levels were simulated. The results pointed out the potential negative long-term impact of climate change on this reservoir. In this region, an increase of average air temperature as high as 4.4 °C is expected by the end of the century. When coupled with a low water level, this increase could lead to critical conditions with a severe depletion of dissolved oxygen and important algal blooms with chlorophyll *a* reaching values of up to 94 µg L⁻¹. The calculations indicated that a drastic reduction of nutrient inputs (up to 90%) would be required to significantly reduce chlorophyll *a* concentrations. If such mitigation measures are adopted, the maximum peak of chlorophyll *a* would be reduced by 55% after a ten-year period of efforts, with corresponding positive effect on dissolved oxygen concentrations. The main limitation of the chosen numerical approach comes from the assumption of a constant water level in the model. This may be particularly critical for shallow type reservoirs.

While this region remains poorly studied, this study brings original information that will help stakeholders to adopt appropriate strategies for the management of their waterbodies that experience critical eutrophication.

© 2015 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

In this century, pressure on freshwater resources has been increasing considerably, especially in the “tropical world” (Tundisi, 2003). Most lakes, rivers and wetlands are suffering from the input of sediments and nutrients such as nitrogen (N) and phosphorus (P). As a result, the eutrophication of epicontinental waters is progressively extending to tropical water bodies (Alcocer and Bernal-Brooks, 2010). Additionally, most tropical lakes and reservoirs are situated in developing countries, where there is a chronic lack of financial resources for the establishment of long term and consistent monitoring programs (Von Sperling and Sousa, 2007). As a consequence of limited data availability in tropical regions, global biogeochemical models are better constrained in temperate regions, and have greater predictive power in economically developed regions (Seitzinger et al., 2010).

Inappropriate disposal of domestic waste, untreated waste water, and increase of nutrient loads from domestic origin are typical issues of developing countries and newly industrialized countries. Primitive

techniques of farm management, based on forest clearance and combustion of the remaining biomass also cause the influx of sediments and nutrients into natural freshwater tropical systems. In general, eutrophication is a type of water quality deterioration caused by excessive concentrations of nutrients. Phytoplankton can form blooms, generally accompanied by a decrease of water transparency and the appearance of oxygen depletion in the hypolimnion (Istvánovics, 2009). Therefore, eutrophication management has become an increasingly important issue in these countries, including Mexico. Numerical modeling is a good option to assess the complex interplay between physical and biogeochemical processes taking place in lakes and reservoirs (Chanudet et al., 2012). Moreover, the application of mathematical modeling is necessary in order to design management strategies, test functional hypotheses and simulate future states for a system in response to environmental alteration. An overview of several models of different levels of complexity is given by Jørgensen and Bendoricchio (2001) and Jørgensen (2010). In the hydrologic community, there have been some interesting discussions regarding the best way to use numerical models. According to Grayson and Blöschl (2000), a balance between model complexity and data availability must be found to optimize model performance. The data availability for the Cointzio reservoir is clearly not sufficient for a full three-dimensional model, and we

* Corresponding author at: Université Grenoble Alpes, CNRS, IRD, LTHE (UMR5564), 38000 Grenoble, France. Tel.: +33 456520991.

E-mail address: kimphuondhbk@gmail.com (P.T.K. Doan).

Tracing sediment sources in a tropical highland catchment of central Mexico by using conventional and alternative fingerprinting methods

Olivier Evrard,^{1*} Jérôme Poulenard,² Julien Némery,³ Sophie Ayrault,¹ Nicolas Gratiot,⁴
Clément Duvert,⁴ Christian Prat,⁴ Irène Lefèvre,¹ Philippe Bonté¹ and Michel Esteves⁴

¹ Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement (LSCE/IPSL), Unité Mixte de Recherche 8212 (CEA, CNRS, UVSQ), Gif-sur-Yvette 91198 Cedex, France

² Université de Savoie, Environnements Dynamiques et Territoires de Montagne (EDYTEM), Savoie Technolac 73376, Le Bourget du Lac Cedex, France

³ G-INP/Université Grenoble I, Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement UMR 5564, Grenoble, France

⁴ IRD/Université Grenoble I/CNRS, Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement UMR 5564, Grenoble, France

Abstract:

Land degradation is intense in tropical regions where it causes for instance a decline in soil fertility and reservoir siltation. Two fingerprinting approaches (i.e. the conventional approach based on radionuclide and geochemical concentrations and the alternative diffuse reflectance infrared Fourier transform spectroscopy method) were conducted independently to outline the sources delivering sediment to the river network draining into the Cointzio reservoir, in Mexican tropical highlands. This study was conducted between May and October in 2009 in subcatchments representative of the different environments supplying sediment to the river network. Overall, Cointzio catchment is characterized by very altered soils and the dominance of Andisols and Acrisols. Both fingerprinting methods provided very similar results regarding the origin of sediment in Huertitas subcatchment (dominated by Acrisols) where the bulk of sediment was supplied by gullies. In contrast, in La Cortina subcatchment dominated by Andisols, the bulk of sediment was supplied by cropland. Sediment originating from Potrerillos subcatchment characterized by a mix of Acrisols and Andisols was supplied in variable proportions by both gullies and rangeland/cropland. In this latter subcatchment, results provided by both fingerprinting methods were very variable. Our results outline the need to take the organic carbon content of soils into account and the difficulty to use geochemical properties to fingerprint sediment in very altered volcanic catchments. However, combining our fingerprinting results with sediment export data provided a way of prioritizing the implementation of erosion control measures to mitigate sediment supply to the Cointzio reservoir supplying drinking water to Morelia city. Copyright © 2012 John Wiley & Sons, Ltd.

KEY WORDS sediment; fingerprinting; soil types; Mexico; tropical catchment

Received 13 December 2011; Accepted 17 May 2012

INTRODUCTION

Land degradation is particularly severe in tropical regions, such as in Mexico (Descroix *et al.*, 2008), in southern China (Barton *et al.*, 2004), or in eastern Africa (Nyssen *et al.*, 2004). In Mexico, overgrazing, deforestation, and the intensification of food crop cultivation have led to severe erosion and to a decline in soil fertility (Roldán *et al.*, 2003). Furthermore, once it reaches the river, sediment leads to numerous problems in downstream areas (Owens *et al.*, 2005). It causes for instance an increase in water turbidity and a rapid filling of reservoirs (Syvitski *et al.*, 2005). Sediment is also associated with numerous contaminants (e.g. metals, organic compounds, antibiotics, radionuclides; Tamtam *et al.*, 2011; Le Cloarec *et al.*, 2011). Their integration into the food chain can lead to public health problems after the consumption of contaminated fish (Sánchez-Chardi *et al.*, 2009; Urban *et al.*, 2009). Sediment also conveys nutrients, and soil erosion and

deposition play therefore a significant role in global biogeochemical cycles (Quinton *et al.*, 2010). Furthermore, in mountainous environments, the problems associated with erosion and sedimentation are exacerbated by the large quantities of sediment produced within very short periods (Meybeck *et al.*, 2003; Mano *et al.*, 2009).

Sediment supply to the river needs to be controlled to prevent these problems. However, there is a preliminary need to determine the main erosion sources to implement appropriate and effective erosion mitigation measures. In tropical areas such as the highlands of central Mexico where hydrology is controlled by the succession of a dry and a rainy season, it is generally assumed that the increase in discharge at the beginning of the rainy season can lead to an important resuspension of sediment accumulated in the river channel (e.g. Susperregui *et al.*, 2009). Evrard *et al.* (2010) showed that the first storms of the year exported the bulk of the sediment stock accumulated in the river channel during the previous rainy season. However, this study also outlined that sediment can also be directly eroded from hillslopes and exported from small (3–12 km²) catchments during individual heavy storms. Furthermore, the contribution of different sediment source areas (e.g. historical gullies vs.

*Correspondence to: Olivier Evrard, LSCE, Centre de Recherche du CNRS, Avenue de la Terrasse, bât. 12, F-91198 Gif-sur-Yvette Cedex, France. E-mail: olivier.evrard@lsce.ipsl.fr

Sub-daily variability of suspended sediment fluxes in small mountainous catchments – implications for community-based river monitoring

C. Duvert¹, N. Gratiot¹, J. Némery², A. Burgos³, and O. Navratil⁴

¹Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement, UMR 5564, IRD/Université de Grenoble/CNRS, Grenoble, France

²Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement, UMR 5564, G-INP, Grenoble, France

³Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA), Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, Mexico

⁴Cemagref, Unité de recherche Érosion Torrentielle, Neige et Avalanches (ETNA), Grenoble, France

Received: 11 October 2010 – Published in Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.: 19 October 2010

Revised: 17 February 2011 – Accepted: 27 February 2011 – Published: 2 March 2011

Abstract. Accurate estimates of suspended sediment yields depend on effective monitoring strategies. In mountainous environments undergoing intense seasonal precipitation, the implementation of such monitoring programs relies primarily on a rigorous study of the temporal variability of fine sediment transport. This investigation focuses on seasonal and short-term variability in suspended sediment flux in a subhumid region of the Mexican Volcanic Belt. Intensive monitoring was conducted during one year in four contrasting catchments (3 to 630 km²). Analyses revealed significant temporal variability in suspended sediment export over various time scales, with between 63 and 97% of the annual load exported in as little as 2% of the time. Statistical techniques were used to evaluate the sampling frequency required to get reliable estimates of annual sediment yield at the four sites. A bi-daily sampling scheme would be required at the outlet of the 630 km² catchment, whereas in the three smaller catchments (3–12 km²), accurate estimates would inevitably require hourly monitoring. At the larger catchment scale, analysis of the sub-daily variability of fine sediment fluxes showed that the frequency of sampling could be lowered by up to 100% (i.e. from bi-daily to daily) if a specific and regular sampling time in the day was considered. In contrast, conducting a similar sampling strategy at the three smaller catchments could lead to serious misinterpretation (i.e. up to 1000% error). Our findings emphasise the importance of

an analysis of the sub-daily variability of sediment fluxes in mountainous catchments. Characterising this variability may offer useful insights for improving the effectiveness of community-based monitoring strategies in rural areas of developing countries. In regions where historical records based on discrete sampling are available, it may also help assessing the quality of past flux estimates. Finally, the study confirms the global necessity of acquiring more high frequency data in small mountainous catchments, especially in poorly gauged areas.

1 Introduction

Mountainous subcatchments are known to produce high amounts of fine sediment, because of their steep and incised morphology (Dietrich and Dunne, 1978; Walling and Webb, 1996; Sidle et al., 2000). It is therefore essential to provide accurate sediment flux estimates within these areas, in order to quantify soil loss and eventually to implement appropriate land conservation practices.

De Boer et al. (2003) recently affirmed that “[...] in many parts of the world, erosion rates and sediment yields are not, or only poorly, monitored. This problem is particularly evident in developing countries, where this information is most urgently required [...]”. To offset the data scarcity affecting developing countries, a number of prediction methods have been applied to ungauged basins (e.g. Morehead et al., 2003). However, such techniques are not satisfying in smaller catchments characterized by highly-scattered and unpredictable



Correspondence to: C. Duvert
(clement.duvert@gmail.com)

Assessment of suspended sediment transport in four alpine watersheds (France): influence of the climatic regime

Vincent Mano,* Julien Nemery, Philippe Belleudy and Alain Poiriel

LTHE, Hydrology, 1025, rue de la piscine. Domaine Universitaire, 38400 St Martin d'Hères 38400, St Martin d'Hères, France

Abstract:

High-frequency water discharge and suspended sediment concentration (SSC) databases were collected for 3 years on four contrasted watersheds: the Asse and the Bléone (two Mediterranean rainfall regime watersheds) and the Romanche and the Ferrand (two rainfall–snowmelt regime watersheds). SSCs were calculated from turbidity recordings (1-h time step), converted into SSC values. The rating curve was calculated by means of simultaneous SSC measurement taken by water sampling and turbidity recording. Violent storms during springtime and autumn were responsible for suspended sediment transport on the Asse and the Bléone rivers. On the Ferrand and the Romanche, a large share of suspended sediment transport was also caused by local storms, but 30% of annual fluxes results from snowmelt or icemelt which occurred from April to October. On each watershed, SSC up to 50 g l^{-1} were observed. Annual specific fluxes ranged from 450 to $800 \text{ t km}^{-2} \text{ year}^{-1}$ and 40–80% of annual suspended sediment fluxes occurred within 2% of the time. These general indicators clearly demonstrate the intensity of suspended sediment transport on these types of watersheds. Suspended sediment fluxes proved to be highly variable at the annual scale (inter-annual variability of specific fluxes) as well as at the event scale (through a hysteresis loop in the SSC/Q relationship) on these watersheds. In both cases, water discharge and precipitations were the main processes involved in suspended sediment production and transport. The temporal and spatial variability of hydro-meteorological processes on the watershed provides a better understanding of suspended sediment dynamics. Copyright © 2009 John Wiley & Sons, Ltd.

KEY WORDS suspended sediment transport; turbidity; snowmelt; high-frequency sampling; Alpine watersheds; Mediterranean watersheds

Received 22 October 2007; Accepted 18 September 2008

INTRODUCTION

The transport of suspended sediment in mountainous environments has been a topic of great interest for a long time. Several studies have been conducted over recent decades on every continent (Milliman and Syvitski, 1992; Dedkov and Moszheim, 1992). In Europe, the size and climatic conditions of suspended sediment transport were investigated in various Alpine watersheds (Serrat *et al.*, 2001; Gallart *et al.*, 2002; Lenzi *et al.*, 2003; Mathys *et al.*, 2003; Swift *et al.*, 2005; Schmidt and Morche, 2006; Dumas, 2007). The complexity of the processes involved in suspended sediment dynamics has been highlighted by all these authors. Within this context, long-term reliable series of suspended sediment concentration (hereafter SSC) appear fundamental for the understanding of the suspended sediment dynamics at the scale of the watershed, for example, in estimating associated fluxes or in long-term modelling. Walling and Fang (2003) recently encountered the difficulty of acquiring reliable long-term series of SSCs in attempting to map out the global trend of the suspended sediment load of rivers around the world. Some monitoring programmes are based on low frequency daily or monthly sampling strategies (Meybeck *et al.*, 2003; Walling and Fang, 2003;

Moatar *et al.*, 2006). Two types of error can occur during SSC measurements, therefore under- or over-estimating suspended sediment fluxes. A systematic error caused by the sampling technique can be observed at each sediment concentration measurement (Gautheron, 1994). These can be up to 20%, mostly due to the sampling method used (bucket, automatic samplers, etc.) and the laboratory procedures. The high temporal variability of the SSC in rivers is a second source of possible bias in suspended sediment load estimates. An inappropriate sampling frequency can induce large errors in flux estimates (Littlewood, 1995; Phillips *et al.*, 1999; Coynel *et al.*, 2004; Moatar *et al.*, 2006). A large share of annual suspended sediment fluxes is transported over a very short period of time, generally corresponding to a few flood events during the hydrological cycle (Syvitski and Morehead, 1999; Meybeck *et al.*, 2003). High-intensity sampling of such major events can improve the annual suspended sediment flux estimates.

The variability of SSC and the resulting fluxes during flood events is closely related to the following two factors: (i) suspended sediment transfer across the watershed results from spatial and temporal variability of rainfall and consequent erosion-runoff processes (De Boer and Campbell, 1989; Romkens, 2002; Kinnell, 2005; Cashman and Potter, 2006) and (ii) SSCs and sediment fluxes are also highly dependent on the soil characteristics (e.g. land cover, soil humidity and erodibility) (Antoine

* Correspondence to: Vincent Mano, LTHE, Hydrology, 1025, rue de la piscine. Domaine Universitaire, 38400 St Martin d'Hères 38400, St Martin d'Her, France. E-mail: vincent.mano@hmg.inpg.fr

Carbon and suspended sediment transport in an impounded alpine river (Isère, France)

Julien Némery,^{1*} Vincent Mano,¹ Alexandra Coynel,² Henri Etcheber,² Florentina Moatar,³ Michel Meybeck,⁴ Philippe Belleudy¹ and Alain Poirel⁵

¹ LTHE – Université de Grenoble 1/ G-INP/ UJF, BP 53-38041 Grenoble, Cedex 09, France

² Université Bordeaux 1 – UMR 5805 EPOC, Avenue des Facultés, 33405 Talence, Cedex, France

³ Université François-Rabelais de Tours – CNRS 6113 ISTO, Parc de Grandmont, 37200 Tours, France

⁴ Université Pierre et Marie Curie, UMR Sisyphe, 4, place Jussieu 75252 PARIS, Cedex 05, France

⁵ EDF-DTG, 21 Av de l'Europe, BP 41-38040 Grenoble, Cedex 9, France

Abstract:

Carbon and total suspended sediment (TSS) loads were investigated from April 2006 to March 2008 in the mountainous watershed of the Isère River, French Alps (5570 km²). The river bed has been highly impounded for hydroelectricity production during the last century. Hydraulic flushes are managed every year to prevent TSS storage within upstream dams. The Isère River has been instrumented for high-frequency monitoring of water, TSS by turbidity and carbon (organic, inorganic, dissolved and particulate) in order to evaluate the impact of natural floods and hydraulic flushes on annual loads. Annual TSS load which was estimated between 1.3 and 2.3 MT y⁻¹ (i.e. 233 to 413 T km⁻² y⁻¹) highlighted the high erodibility of the Isère watershed. Annual carbon load was estimated between 173 10³ T y⁻¹ and 199 10³ T y⁻¹ (i.e. 31 to 36 T km⁻² y⁻¹). About 80% of the annual carbon loads were inorganic. The impact of hydraulic flushes on annual loads appeared limited (less than 3% for annual TSS load and about 1.5% for annual carbon load), whereas the most important natural flood event contributed to 20% of the annual TSS load and 10% of the annual carbon load. Copyright © 2012 John Wiley & Sons, Ltd.

KEY WORDS carbon; alpine river; total suspended sediment; hydraulic flush; turbidimetry

Received 20 July 2011; Accepted 10 April 2012

INTRODUCTION

Total suspended sediment (TSS) is a key parameter in water quality management policy (Förstner, 2008; Förstner and Salomons, 2008). Increasing attention in environmental research has been directed to the transport and fate of TSS in watersheds, because of its role as a vehicle for sediment-associated contaminants such as heavy metals (Coynel *et al.*, 2007; Meybeck *et al.*, 2007; Horowitz, 2008) or nutrients such as phosphorus or carbon (Walling *et al.*, 2001; Owens and Walling, 2002; Coynel *et al.*, 2005a, b; Némery and Garnier, 2007). The study of fluvial carbon is of great interest since the erosion from lands to rivers, as well as the inputs from human activities, constitute a net load to the oceans. As a consequence, fluvial carbon loads represent a major link to the global carbon cycle (Degens *et al.*, 1984; Meybeck, 1993).

In rivers, both particulate organic carbon (POC) and particulate inorganic carbon (PIC) are closely linked to the TSS transport dynamics (Ludwig *et al.*, 1996; Coynel *et al.*, 2005a; Wheatcroft *et al.*, 2010), while dissolved organic carbon (DOC) and dissolved inorganic carbon (DIC) fluctuations have essentially been related to the variability in water discharge (Hernes *et al.*, 2008). In many watersheds

of small to medium scale (<10 000 km²), a great part of the annual TSS load is carried in only a few days (Meybeck, 2001; Coynel *et al.*, 2005b; Mano *et al.*, 2009). Many authors have observed that river TSS and carbon concentrations present high temporal and spatial variations (Neal *et al.*, 1997; Horowitz and Stephens, 2001; Coynel *et al.*, 2004; Moatar and Meybeck, 2007). Adoption of an adequate sampling frequency is thus essential for obtaining reliable annual TSS and associated-carbon load estimates (Syvitski and Morehead, 1999; Coynel *et al.*, 2004; Moatar *et al.*, 2006).

TSS and carbon represent a nuisance for small and large reservoirs, as they contribute to sediment and organic matter siltation that can lead to a loss of water storage capacity and to a decrease in water quality (Maneux *et al.*, 2001; Vörösmarty *et al.*, 2003; Rădoane and Rădoane, 2005; Syvitski *et al.*, 2005; Dang *et al.*, 2010). Reservoir operators usually tackle this issue by planning periodic hydraulic flushing operations that allow evacuating downstream high quantities of stored sediments. These hydraulic flushes can lead to environmental impacts downstream and to the modification of the natural transfer of TSS and carbon. If the role of natural floods is particularly well documented in the literature (e.g. Wheatcroft *et al.*, 2010; Oeumg *et al.*, 2011), there is a lack of knowledge of the impacts of hydraulic flushes on sediment remobilization and carbon transfer. This question is usually treated in terms of sediment retention and reduction of annual water

*Correspondence to: Julien Némery, LTHE – Université de Grenoble 1/ G-INP, BP53 38041 Grenoble Cedex 09 (France).
E-mail: julien.nemery@grenoble-inp.fr or julien.nemery@ujf-grenoble.fr

Influence de la mesure du débit sur l'incertitude liée au calcul de flux de MES et de carbone organique particulaire. Application sur un cours d'eau alpin (l'Isère à Grenoble, France)

Jérémy ARNAUD¹, Solène DUTORDOIR^{1,2}, Julien NÉMERY¹, Philippe BELLEUDY¹

¹ LTHE – Université de Grenoble 1/ G-INP/ UJF, BP53-38041 Grenoble, Cedex 09, France.

² Grenoble-Alpes Métropole, Grenoble, France

Contact : julien.nemery@grenoble-inp.fr

RÉSUMÉ. – L'estimation des flux particuliers (sédiment en suspension et substances associées telles que la matière organique ou les micropolluants) est un enjeu majeur dans les rivières de montagne. Une base de données haute fréquence (30 minutes) de débit, matières en suspension (MES) et carbone organique particulaire (POC) sur l'Isère à Grenoble a été utilisée pour le calcul des flux annuels et pendant des crues majeures sur 6 années de mesures (2006-2011). L'étude présente une méthode de calcul d'incertitude des flux basée sur des simulations Monte Carlo utilisant les erreurs sur les relations entre mesure en continu et mesure expérimentale (hauteur/débit, MES/Turbidité, MES/POC). L'effet du débit sur le calcul d'incertitude est analysé pour différents scénarios d'erreur (0, 3, 10, 20 et 30 % et utilisation d'un débit moyen journalier). La méthode permet d'estimer des incertitudes inférieures à 10 % pour les flux annuels de MES et POC quel que soit le scénario. En revanche, les incertitudes sont plus importantes pour les événements de crue (jusqu'à 30 % avec l'utilisation d'un débit moyen journalier). Il ressort de l'étude que l'influence de l'erreur sur le débit est relativement moins importante que celle des erreurs déterminées sur les paramètres MES et POC. Il est également montré que le débit moyen journalier peut entraîner d'importantes incertitudes sur les calculs de flux notamment en période de crues, durant lesquelles une grande partie du flux de MES annuel de l'Isère peut avoir lieu. Il ressort de l'étude que la base de données haute fréquence reste la meilleure alternative pour une bonne estimation des flux.

Mots-clés : rivière alpine, MES, POC, flux particulaire, incertitudes

Influence of flow measurement uncertainty related to the calculation of TSS and particulate organic carbon fluxes: application to an alpine river (Isère, France)

ABSTRACT. – Particulate Flux estimation (suspended sediment and associated substances such as organic matter or micropollutants) is a major issue in mountain rivers. A database of high-frequency (30 minutes) discharge, suspended solids (TSS) and particulate organic carbon (POC) on Isère River in Grenoble was used for the calculation of annual fluxes and during major floods over 6 years (2006-2011). Fluxes were calculated by summing the 30 minutes fluxes. The study presents a method for calculating uncertainty fluxes based on Monte Carlo simulations using the errors on the relationships between continuous measurement / experimental measurements (height / flow, TSS / Turbidity, TSS / POC). In particular, the effect of discharge for the calculation of uncertainty is analyzed for different error scenarios (0, 3, 10, 20, 30 % and using a mean daily discharge). The method allowed estimating uncertainties < 10 % for annual fluxes of TSS and POC whatever the scenario. However, uncertainties are more important for flood events (up to 30 % with the use of a mean daily discharge). It appears from the study that the influence of the error on the discharge is relatively less important than the errors on the parameters MES and POC. It is also shown that the mean daily discharge should be avoided for flux calculations and that high frequency database remains the best alternative for a good estimate of the fluxes.

Key-words: alpine river, TSS, POC, particulate flux, uncertainties

I. INTRODUCTION

Le transport sédimentaire en rivière de montagne est un phénomène majeur non seulement dans les impacts sur la morphologie des rivières, mais encore sur les risques liés au transport de substances associées et aux usages de l'eau. Les matières en suspension (MES) représentent la majorité du transport solide et affectent notamment les retenues de barrage en favorisant leur comblement. De plus, les MES sont un vecteur privilégié de transport de contaminants particuliers comme les métaux [Horowitz, 2008] ou encore les nutriments et le carbone organique particulaire (POC) associés

aux MES qui caractérisent le degré de pollution des cours d'eau [Coynel *et al.*, 2005 ; Jones *et al.*, 2012]. La mesure des flux de substances associées aux MES en rivière est un des enjeux majeurs à relever dans le cadre de la DCE-Eau. Pour déterminer au mieux ces flux particuliers, une bonne estimation des flux de MES est nécessaire. En effet les événements de transport de MES dans les bassins versants de montagne sont extrêmement épisodiques et intenses. Quelques événements particuliers peuvent parfois transporter plus de 50 % du flux annuel de MES [Mano *et al.*, 2009]. Par ailleurs un échantillonnage discret à faible fréquence peut apporter un biais important quant à l'estimation des flux de MES et

Temporal variability of suspended sediment sources in an alpine catchment combining river/rainfall monitoring and sediment fingerprinting

Oldrich Navratil,^{1*} Olivier Evrard,² Michel Esteves,¹ Cédric Legout,³ Sophie Ayrault,² Julien Némery,⁴ Ainhua Mate-Marin,¹ Mehdi Ahmadi,² Irène Lefèvre,² Alain Poiré⁵ and Philippe Bonté²

¹ LTHE - Université Grenoble 1/IRD, BP 53, 38041-Grenoble Cedex 9, France

² Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement (LSCE/IPSL) – Unité Mixte de Recherche 8212 (CEA, CNRS, UVSQ), 91198-Gif-sur-Yvette Cedex, France

³ LTHE - Université Grenoble 1, BP 53, 38041-Grenoble Cedex 9, France

⁴ LTHE - Université Grenoble 1/G-INP, BP 53, 38041-Grenoble Cedex 9, France

⁵ EDF-DTG, Electricité de France, Grenoble Cedex 9, France

Received 18 March 2011; Revised 19 December 2011; Accepted 20 December 2011

*Correspondence to: Oldrich Navratil, LTHE - Université Grenoble 1/IRD, BP 53, 38041-Grenoble Cedex 9, France. E-mail: navratiloldrich@gmail.com

ESPL

Earth Surface Processes and Landforms

ABSTRACT: Influence of the rainfall regime on erosion and transfer of suspended sediment in a 905-km² mountainous catchment of the southern French Alps was investigated by combining sediment monitoring, rainfall data, and sediment fingerprinting (based on geochemistry and radionuclide concentrations). Suspended sediment yields were monitored between October 2007 and December 2009 in four subcatchments (22–713 km²). Automatic sediment sampling was triggered during floods to trace the sediment origin in the catchment.

Sediment exports at the river catchment outlet ($330 \pm 100 \text{ t km}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) were mainly driven (80%) by widespread rainfall events (long duration, low intensities). In contrast, heavy, local and short duration storms, generated high peak discharges and suspended sediment concentrations in small upstream torrents. However, these upstream floods had generally not the capacity to transfer the sediment down to the catchment outlet and the bulk of this fine sediment deposited along downstream sections of the river. This study also confirmed the important contribution of black marls (up to 70%) to sediment transported in rivers, although this substrate only occupies c. 10% of the total catchment surface. Sediment exports generated by local convective storms varied significantly at both intra- and inter-flood scales, because of spatial heterogeneity of rainfall. However, black marls/marly limestones contribution remained systematically high. In contrast, widespread flood events that generate the bulk of annual sediment supply at the outlet were characterized by a more stable lithologic composition and by a larger contribution of limestones/marls, Quaternary deposits and conglomerates, which corroborates the results of a previous sediment fingerprinting study conducted on riverbed sediment. Copyright © 2012 John Wiley & Sons, Ltd.

KEYWORDS: river gauging; suspended sediment fingerprinting; radar imagery; geochemistry; radionuclide; wash load

Introduction

Suspended sediment transported by rivers has fundamental environmental and economic consequences. An excess of sediment leads, for instance, to an increase in water turbidity, eutrophication, alteration of river habitats and reservoir siltation (Carpenter *et al.*, 1998; Packman and Mackay, 2003; Owens *et al.*, 2005). The suspended load comprises all the particles with a diameter lower than 2 mm (i.e. sand-sized or less). The finer particle fraction (<63 µm; i.e. silt and clay-sized material) transports a significant part of biogeochemical fluxes conveyed by rivers, and its transfer needs to be better understood. By transporting the nutrients required by all the living organisms, fine sediment plays an essential role in the productivity of riverine, estuarine and marine ecosystems (House and Warwick, 1999; Collins *et al.*, 2005). This fraction is also one of the main

vectors of contaminants in rivers, including polychlorinated biphenyls (PCBs), dioxins, radionuclides, heavy and trace metals (Salomons and Forstner, 1984; Droppo, 2001; Walling and Collins, 2008). Very expensive management operations are generally achieved to cope with the problems associated with fine particle sedimentation. River dredging is often conducted to prevent flooding, to maintain navigation or to restore wetlands. Furthermore, the production of energy by hydroelectric power plants requires reliable predictions of suspended sediment concentrations (SCC) and yields (SSY) at the flood scale in order to avoid the major disturbances that could be induced by the massive and sudden siltation of reservoirs.

There is hence a preliminary need to evaluate the dynamics of suspended sediment within rivers in mountainous catchments in order to implement appropriate and effective control measures along the downstream river network.